

KERNFORSCHUNGSANLAGE JÜLICH GmbH

Programmgruppe Kernenergie und Umwelt

Aktuelle Beiträge zur Energiediskussion Nr.4

Zur Berechnung der
radioaktiven Umweltbelastung
durch kerntechnische Anlagen

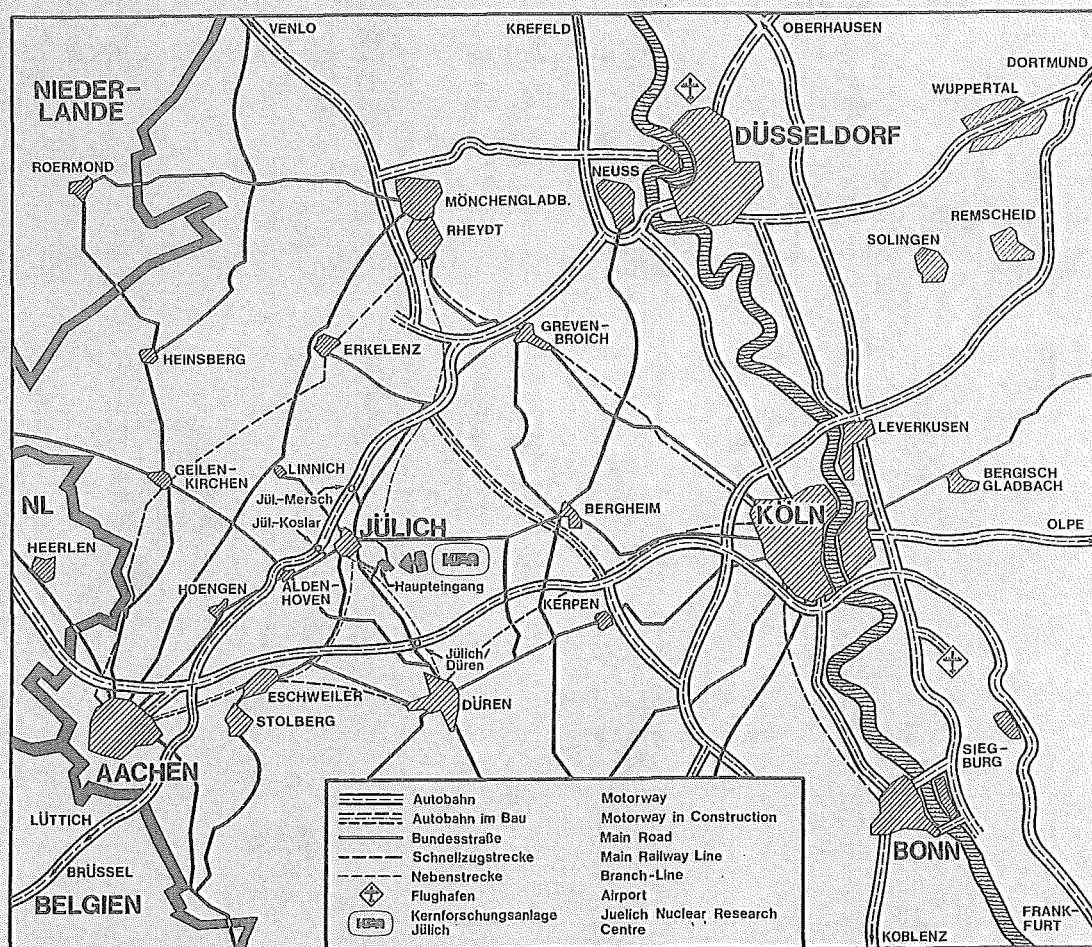
von

P. Kurz

Jül - Spez - 105

April 1981

ISSN 0343 - 7639



Als Manuskript gedruckt

Spezielle Berichte der Kernforschungsanlage Jülich — Nr. 105

Programmgruppe Kernenergie und Umwelt Jül — Spez — 105

Zu beziehen durch: ZENTRALBIBLIOTHEK der Kernforschungsanlage Jülich GmbH
Postfach 1913 · D-5170 Jülich 1 (Bundesrepublik Deutschland)

Telefon: 0 24 61/61-0 · Telex: 833 556 kfa d

Aktuelle Beiträge zur Energiediskussion Nr.4

Zur Berechnung der radioaktiven Umweltbelastung durch kerntechnische Anlagen

von

P. Kurz*

D 465 (Diss. Uni. Essen, GHS)

*Im Hessischen Ministerium für Wirtschaft und Technik

Vorwort

Die vorliegende Arbeit entstand aus den Erfahrungen bei der Durchführung von atomrechtlichen Genehmigungsverfahren für Kernkraftwerke. Zur Verbesserung der Grundlagen für die Beurteilung der radioökologischen Auswirkungen von Kernkraftwerken ist 1976 die Modellstudie Radioökologie Biblis begonnen worden. Es sollte die Anwendbarkeit der von Soldat 1971 entwickelten Modelle für die Berechnung der radioaktiven Umweltbelastung an einem konkreten Beispiel geprüft werden. Es hat sich gezeigt, daß bereits der Verzicht auf nicht unbedingt notwendige Sicherheitszuschläge bei den Ausgangsdaten zu so niedrigen Belastungswerten führt, daß das Genehmigungsverfahren in dieser Hinsicht erheblich entlastet wird.

Während die Frage der Prognose damit als abschließend behandelt anzusehen war, blieb noch die Aufgabe, zu zeigen, wie groß die radioaktive Umweltbelastung hinterher dann in Wirklichkeit ist. Diese Berechnung ist auf der Basis ausschließlich gemessener und erhobener Daten ohne Sicherheitszuschläge jedoch mit den Prognosemodellen nicht durchzuführen. Es sind andere Modelle zu entwickeln und weitere dafür geeignete Daten zu erheben. Mit diesen ergeben sich für die Umweltbelastung neue Zusammenhänge und sehr viel kleinere Werte als bisher angenommen. Für das Prognosemodell folgen daraus neue Gesichtspunkte.

In diesem Zusammenhang bedeutet die Veröffentlichung dieser Arbeit nicht eine Übereinstimmung des Herausgebers mit den darin zum Ausdruck kommenden Auffassungen. Sie soll vielmehr einen Beitrag für die weitere Behandlung des Fragenkreises liefern und zu dessen Diskussion zählen. Sie bringt interes-

sante und neue Argumente, die Umweltbelastung unter Risikogesichtspunkten zu behandeln und realistische Berechnungsmethoden für mögliche Störfallfreisetzungen zu entwickeln.

Herrn Prof. Dr. Thomas J. Bohn ist der Autor für die Betreuung der Arbeit zu außerordentlichem Dank verpflichtet und Herrn Prof. Dr. Ulf Hansen für wichtige klärende Beiträge.

Inhaltsverzeichnis

1.	Einleitung	1
1.1	Problemstellung	1
1.2	Zielsetzung	3
2.	Stand derzeitiger Grundlagen	8
2.1	Grundsätze	8
2.1.1	Kriterien	8
2.1.2	Determinierungen	10
2.2	Modellvorstellungen	15
2.2.1	Grundlagen	15
2.2.2	Berechnungsverfahren	18
2.3	Ergebnisse	25
3.	Neuer Lösungsansatz	29
3.1	Grundlagen	29
3.2	Berechnungsverfahren	31
3.2.1	Ausbreitung	32
3.2.2	Nutzung	37
3.2.3	Personendosis	39
3.3	Sicherheitsabstand	42
4.	Diskussion der Bewertung der Quellstärke	46
4.1	Bewertungskriterien	46
4.2	Nuklidparameter	52
4.3	Nuklidzusammensetzung	53
4.3.1	Immission aus der Abluft	53
4.3.2	Immission mit dem Abwasser	60
4.3.3	Dosisbeiträge der einzelnen Nuklide	62
4.4	Relevante Nuklide	70

5.	Diskussion des Ausbreitungsmodells	75
5.1	Modellkriterien	75
5.2	Ausbreitungsparameter	76
5.3	Wetterlagen	82
5.3.1	Meteorologische Daten	82
5.3.2	Ausbreitungsbeiträge der einzelnen Wetterlagen	84
5.3.3	Standortrelevanz der Ausbreitungsbedingungen	87
5.4	Relevante Wetterlagen	90
5.5	Ausbreitung des Abwassers	92
6.	Nutzung am Standort Biblis	94
6.1	Modellkriterien	94
6.2	Nutzungsverhältnis	95
6.2.1	Nutzung bei externer Exposition	95
6.2.2	Nutzung bei interner Exposition	96
6.3	Mittlere Personennutzung	104
6.4	Standortrelevanz der Nutzungsverhältnisse	105
6.5	Nutzung des Abwassers	107
7.	Ergebnisse für KWB	109
7.1	Personendosis	109
7.1.1	Größe des Bezugsgebietes	109
7.1.2	Schwankungsbreite	110
7.1.3	Bewertung von Standort und Anlage	113
7.2	Expositionsbeiträge	115
7.3	Nuklidbeiträge	117
7.4	Sicherheitsabstand	119
7.5	Exposition über den Wasserpfad	121
8.	Allgemeine Ergebnisse und Schlußfolgerungen	122
8.1	Zusammenfassender Vergleich mit dem Grenzwertmodell	122
8.2	Allgemeine Ergebnisse	124
8.3	Schlußfolgerungen	126
9.	Symbole	129
10.	Literatur	133

1. Einleitung

1.1 Problemstellung

Für die Prüfung der Genehmigungsfähigkeit reicht es, was die Strahlenbelastung anbelangt, die durch die Emission radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen entsteht, im Grundsatz zu wissen, daß diese an der ungünstigsten Einwirkungsstelle in der Umgebung die gesetzlich vorgeschriebenen Grenzwerte /1/ von z.B. 30 + 30 mrem für den Ganzkörper im bestimmungsgemäßen Betrieb nicht überschreiten wird.

Diese Grenzwerte sind so gewählt, daß ein ausreichender Sicherheitsabstand zur Gefahr einer möglichen Strahlenschädigung gewährleistet ist. Da andererseits noch genügend Spielraum für kerntechnische Anlagen besteht, sind die durch Auslegung und Betriebsweise im einzelnen bedingten tatsächlichen Werte so zunächst von untergeordneter Bedeutung. Allerdings liefern die Grenzwerte allein schon wegen ihrer Pauschalität für eine moderne Anlage kein Kriterium für eine quantitative Beurteilung der bestehenden Sicherheit, das über die bloße Ja-Nein-Aussage hinausgeht. Ihre jetzige genehmigungstechnische Bedeutung würden sie aber auch verlieren, wenn die Behandlung der Frage der höchstzulässigen Abgaben bei radioaktiven Stoffen entsprechend den Ergebnissen dieser Untersuchung der bei anderen Schadstoffen /1a/ angeglichen wird.

Zur Beurteilung der Strahlenbelastung und der dabei bestehenden Sicherheit ist es jedoch unerlässlich, die tatsächlichen Dosiswerte in der gesamten betroffenen Umgebung zu bestimmen. Der Berechnung kommt aber auch ohne das schon entscheidende Bedeutung zu, weil die Notwendigkeit gesehen

wird, die höchstzulässigen Grenzwerte für die Strahlenbelastung so niedrig festzulegen, daß sie getrennt von der in der Natur bereits vorhandenen Strahlung technisch nicht mehr gemessen werden kann. Nur die unmittelbare Emission ist meßbar und dann die Immission mit Hilfe von Ausbreitungsdaten zu berechnen. Auch für den weiteren Transfer und die radiologische Wirkung im Organ bestehen Meßmöglichkeiten im allgemeinen höchstens in der Art von Laborexperimenten.

Die Problemstellung für die Berechnung besteht nun darin, daß die Vielzahl der Wechselwirkungen und deren Komplexität sowie der immer noch sehr begrenzte Kenntnisstand über die im einzelnen ablaufenden Prozesse Schwierigkeiten bilden, die eine umfassende und vollkommen näherungsfreie Erfassung nicht erlauben. Es sind also geeignete Modellvorstellungen zu entwickeln und die zugehörigen Daten festzustellen.

Die Problemstellung ist dadurch belastet, daß wichtige Daten, wie z.B. die Emissions- und Ausbreitungswerte in weiten Bereichen schwanken und für andere Daten nur sehr ungenaue, stark streuende oder pauschale Werte vorliegen.

In Kenntnis der bestehenden Sicherheit hat das zu Berechnungsmethoden geführt, die auf die pauschalen Grenzwerte zurückgehen und ein konservatives Modell rein deterministischer Natur bilden. Die Konservativität wird durch die Verwendung von pauschalen Sicherheitszuschlägen, bei Schwankungen von ungünstigsten Werten und bei Unbestimmtheiten von ungünstigsten möglichen Annahmen erreicht /2,3/.

Aber auch die dann wieder nur mögliche Ja-Nein-Aussage kann mit Hilfe dieses Modells nur bedingt gemacht werden. So ist grundsätzlich vorauszusetzen, daß die ungünstigste mögliche Konstellation aller Werte verwendet wird, eine Frage der Vollständigkeit, z.B. der richtigen Erfassung aller möglichen Varianten und Streuungen, die unter Umständen erst später

erkannt oder geklärt werden kann und die ursprüngliche Aussage genehmigungstechnisch dann entwertet. Schon in den Berechnungsgrundlagen /2,3/ ist die Verwendung der ungünstigsten möglichen Werte nicht vollständig erfolgt, auch dort nicht, wo es theoretisch /4,5,6/ durchaus möglich wäre. Da die Gutachter mit diesem Modell, z.B. für KWB Belastungen von etwa 30 mrem ausrechnen /7/, ist der Spielraum bereits ausgeschöpft, aber das Modell auch überfordert.

Eigentlich war das Grenzwertmodell aber schon im Ansatz kein geeignetes Instrument zur Behandlung der gesetzlichen Forderung, die Belastung so gering wie möglich zu halten /1/. Zu deren Erfüllung bedarf es einer quantitativen Untersuchung der wirklichen oder zumindest zu erwartenden Strahlenbelastung und ihrer Ursachen. Die Dosis hängt so stark von der Zusammenwirkung der Umstände ab, daß unrealistische Annahmen in vielen Punkten, auch wenn sie noch so konservativ gewählt werden, nicht sicherheitsgerichtet wirken. Die Problemstellung besteht also in der realistischen Bestimmung der Strahlenbelastung im einzelnen.

1.2 Zielsetzung

Die Zielsetzung dieser Arbeit ist, ein Konzept zur Beurteilung der Strahlenbelastung in der Umgebung kerntechnischer Anlagen zu entwickeln. Ferner ist es das Ziel, damit an einem konkreten Beispiel zu zeigen, daß die Strahlenbelastung in Wirklichkeit sehr viel kleiner ist, als die bisherigen Abschätzungen /8,9/ ergeben haben.

Durch die Bemühungen um ein Instrument zur Beurteilung der Strahlenbelastung und der dabei bestehenden Sicherheit unterscheidet sich diese sehr stark von den bisherigen Arbeiten zu Fragen der Strahlenbelastung in der Umgebung kerntechnischer Anlagen, die entweder auf eine zukünftige Planung /10,11,12/ ausgerichtet waren oder auf die Prüfung der Genehmigungsfähigkeit /7,12/.

Insbesondere soll hier aber auch ein Beitrag geleistet werden, für die gesetzliche Forderung, die Strahlenbelastung so gering wie möglich zu halten, die notwendigen Grundlagen zu erstellen.

Angesichts der komplexen Problemstellung und der kritischen Datenfrage wird versucht, ein Berechnungsmodell zu entwickeln, das so aufwendig ist, daß zumindest die wesentlichsten Probleme ausreichend erfaßt werden, aber so vereinfacht, daß es anwendbar bleibt und nicht aus Mangel an entsprechenden Daten scheitert. Das betrifft vor allem die Emission, Ausbreitung und Nutzung.

Für die Behandlung der Emission ist zu zeigen, daß die bisher gemessenen Daten trotz der untransparenten Einschwingvorgänge nach der Inbetriebnahme inzwischen die erforderliche Aussagekraft besitzen und ohne die bisherigen modellmäßigen Eingriffe verwendet werden können. Die für die Ausbreitung zur Verfügung stehenden Daten, von denen die stärkste Rückwirkung auf das Berechnungsmodell zu erwarten ist, bilden im Bereich der Meteorologie ein vom Deutschen Wetterdienst fest vorgegebenes System, an dem sich das Modell konsequent zu orientieren hat. Hinsichtlich der Nutzung ist zu zeigen, daß ein Mindestmaß bei der Berücksichtigung im Modell nicht unterschritten werden darf, wobei die Gewinnung der zugehörigen Daten immer noch größter Anstrengungen bedarf, die räumliche Verteilung im einzelnen jedoch nur von relativ geringer Sensitivität ist.

Insgesamt ist neu zu überdenken, was als Maß für die Sicherheit bei der Strahlenbelastung letztlich signifikant ist. Von entscheidender Bedeutung erweist sich dafür auch hier die Frage des Risikos, das beim Konzept der maximalen Jahresdosis untergegangen ist. Das Ziel ist, dieses zu quantifizieren. Dazu wieder bedarf es einer möglichst genauen Berechnung der tatsächlichen Dosiswerte unter voller Berücksichtigung der mit den entsprechenden Daten erfaßbaren Zeit- und Ortsabhängigkeit.

Das Ergebnis, die tatsächliche Dosis, die eine Person in der Umgebung der kerntechnischen Anlage mit der Zeit im Mittel erhält, führt integral zu einer genauen Aussage über die langfristige radioökologische Umweltbelastung und erlaubt erstmals eine konkrete Anwendung der ICRP-Risikofaktoren /13/.

Die Differenz von der tatsächlichen Dosis zu den höchstzulässigen Grenzwerten ist als Sicherheitsabstand zu interpretieren. Der Zweck dieser Arbeit ist vor allem, dessen Bedeutung als Maß für die bestehende Sicherheit gegen die Gefahr möglicher Strahlenschäden durch die Emission radioaktiver Stoffe aus kerntechnischen Anlagen in die Umwelt darzustellen und zu begründen. Insbesondere ist der Zweck, zu zeigen, daß es sich dabei um ein entscheidendes Kriterium für viele wichtige Fragen, bis zur Standortwahl, der Auslegung und Betriebsweise der Anlage und der Überwachung, handelt.

Im einzelnen wird gezeigt, daß die Emission im wesentlichen durch zwei Effekte bestimmt wird, durch die Stochastik, mit der sie erfolgt und durch die resultierende Relevanz von nur 1 bis 2 Nukliden. Das ist für diese Untersuchung von besonderer Bedeutung, weil für die bisherigen feste Emissionsspektren /2,3/ mit hoher Aktivitätssumme zugrundegelegt worden sind, die diese Effekte in Art und Ausmaß völlig überdecken. Die Qualität dieser Aussagen hängt wegen der Zusammenhänge mit den für die einzelnen Nuklide verschiedenen Ausbreitungsbedingungen und teilweise um mehrere Größenordnungen unterschiedlichen Dosisfaktoren äußerst stark davon ab, wie genau die Emissionswerte, gemessen an den wirklichen Verhältnissen, in der Rechnung erfaßt werden. Zu der starken Unterschiedlichkeit, mit der die einzelnen Nuklide zur Gesamtdosis beitragen, kommt weiter erschwerend hinzu, daß einige bei der Emission auch noch äußerst stark schwanken.

Weiter soll im einzelnen gezeigt werden, daß die mittlere Wetterlage für einen Standort symptomatisch ist und für die Beurteilung der radioökologischen Belastung von erheblicher Bedeutung. Orientiert am Grundsatz der ungünstigsten Einwirkungsstelle /1/ haben die bisherigen Untersuchungen in diesem Zusammenhang zunehmend zu meteorologischer Standortunabhängigkeit geführt /14/. Die Verwendung einheitlich festgelegter Ausbreitungsparameter kommt noch hinzu. Dies beruht im wesentlichen darauf, daß die Wetterlage, die mit der größten Belastung verbunden ist, dies trivialerweise weitgehend standortunabhängig ist. Für die hier zu treffenden differenzierten Aussagen bedarf es einer eingehenden Untersuchung der Wirkung der tatsächlichen, also auch aller anderen auftretenden Ausbreitungsverhältnisse und einer möglichst genauen Mitnahme im Modell unter voller Berücksichtigung der orts- und zeitabhängigen meteorologischen Statistik.

Für die entsprechenden Fragen zur Beurteilung der Belastung über den Abwasserpfad soll gezeigt werden, daß die Ausbreitung hierfür von noch weit größerer Bedeutung als beim Luftpfad ist und daß der Standort bis auf einen relativ geringen Restanteil entlastet wird. Während die Ausbreitungsvorgänge beim Wasserpfad bei den bisherigen Untersuchungen praktisch nicht betrachtet worden sind, wird ihre Wirkung hier untersucht und im Berechnungsmodell entsprechend berücksichtigt.

Als schwierigste Frage erweist sich, die tatsächliche Wirkung der Nutzung zu erfassen. Zu zeigen ist, daß die Ingestion bei Berücksichtigung der tatsächlichen Emission einerseits einen relativ sehr viel höheren Beitrag zur Gesamtdosis liefert, aber andererseits extrem von der Kontamination und ihrer raumzeitlichen Verteilung abhängt. Bei den bisherigen Untersuchungen ist diese Abhängigkeit, da die Ingestionsdosis nur proportional der höchstmöglichen Nahrungsaufnahme behandelt worden ist, untergegangen.

Auch für eine Reihe anderer Bestimmungsgrößen und Wirkungszusammenhänge ist zu prüfen, welche Bedeutung sie für die Bestimmung der tatsächlichen Umgebungsbelastung haben und ob die Quantifizierung für die Erfordernisse hierzu ausreicht. Insgesamt soll schließlich auch gezeigt werden, daß das Konzept der maximalen Jahresdosis für die Beurteilung der Strahlenbelastung und der dabei bestehenden Sicherheit unzureichend ist und daß die gesetzlich vorgeschriebenen Grenzwerte /1/ von der Rolle des Kriteriums der Genehmigungsfähigkeit befreit werden und besser die eines Orientierungspunktes für den Sicherheitsabstand übernehmen kann.

2. Stand derzeitiger Grundlagen

2.1 Grundsätze

2.1.1 Kriterien

Grundlage für die Bestimmung der Strahlenbelastung können nur Modellvorstellungen rein stochastischer Natur sein. Dies ist bei kleinen Dosen durchgehend bestimmt durch die Unterminiertheit der Ursachen, beginnend mit den primären physikalischen Ereignissen, sowie die der Wirkungen und ihrer Zusammenhänge, auch im einzelnen.

Bereits die Grundlage für alle Aussagen über ihre Wirkung ist ausschließlich zufallsbestimmt. Die Entstehung einer Strahlenschädigung ist ein stochastischer Prozeß und nicht als zwangsläufige Reaktionskette zu erklären. Bis zur Inzidenz können große zeitliche Verzögerungen auftreten. Daher kann für eine Einzelperson grundsätzlich keine Aussage gemacht, sondern nur Erwartungswahrscheinlichkeiten angegeben werden. Diese können nur aus Beobachtungen eines ausreichend großen Personenkollektivs über eine ausreichend lange Zeit abgeleitet werden.¹⁾ Bis heute kann das Risiko für eine Strahlenschädigung nur durch die Auswertung der epidemiologischen Befunde an den Überlebenden der Atombombenabwürfe und an den aus medizinischen Gründen bestrahlten Personen berechnet werden /15/.

¹⁾ Wenn sich bei den Befunden z.B. ergibt, daß nach einer Strahlenbelastung des ganzen Körpers von 500 rem in den folgenden 30 a Krebserkrankungen mit einer Häufigkeit von 5 % über dem Erwartungswert aufgetreten sind, ist nach den Modellvorstellungen die Aussage möglich, daß eine Person, die eine Ganzkörperbestrahlung von 1 rem erhalten hat, das Risiko, in den folgenden 30 a an Krebs zu erkranken, um maximal 1:10000 gestiegen ist.

Dabei müssen für die einzelnen Zusammenhänge, die zur Entstehung der biologischen Strahlenfolgen führen, erheblich vereinfachende, modellmäßige Annahmen zugrundegelegt werden. Das ist insbesondere bei der Extrapolation von hohen Dosen, wie sie bei den Befunden aufgetreten sind, zu den um wahrscheinlich mehr als 10 Größenordnungen niedrigeren Dosen (vgl. 7.1), die in der Umgebung einer kerntechnischen Anlage anzutreffen sind, erforderlich.

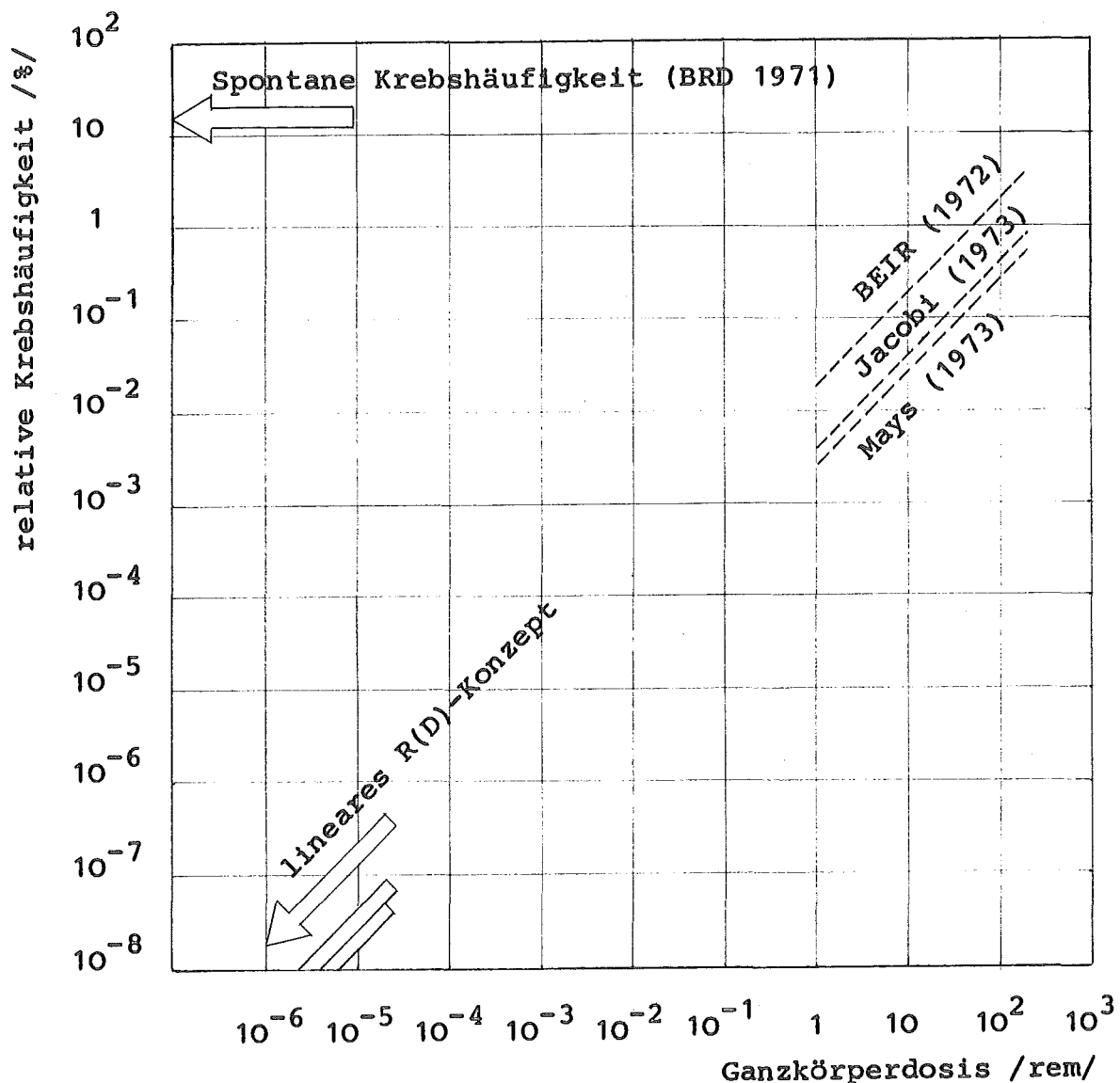


Abb. 2.1 Extrapolation des Strahlenkrebsrisikos für niedrige Ganzkörperdosen nach Jacobi /15a/

Die ICRP hat in der neuesten Fassung ihrer Empfehlungen zum Strahlenschutz /16/ die Gültigkeit des bisherigen Faktors von 10^4 /rem als eines der beiden entscheidenden Kriterien für die Berechnung des Risikos für stochastische Strahlenwirkungen bestätigt und daß das Risiko bei Einhaltung eines zusätzlichen Sicherheitsfaktors von 50 für die Allgemeinheit als akzeptabel angesehen werden kann.

Das andere entscheidende Kriterium, die Normierung auf das jeweilige Einzelrisiko, ist im Grundsatz zwar ebenfalls erhalten geblieben, in wichtigen Punkten jedoch entsprechend dem fortgeschrittenen Kenntnisstand durch stochastische Modellvorstellungen ersetzt worden. So ist insbesondere das Konzept des kritischen Organs entfallen. Die jeweiligen Beiträge der Strahlenbelastung einzelner Organe zum Gesamtrisiko werden durch Gewichtungsfaktoren, die zwischen 0,3 und 0,03 liegen, berücksichtigt, so daß nun eine Summation der externen und internen Ganz- und Teilkörperdosen möglich ist. Ferner ist auch die Begrenzung der Dosisleistung, also kurzzeitig akkumulierter Einzeldosen, die ebenfalls in einem gewissen Widerspruch zur stochastischen Realität standen, verzichtet worden, aber wohl auch, weil derartige Werte, wie sie für solche Einzeldosen festzusetzen waren /1/, in der Praxis bei weitem nie erreicht wurden /8/ und es bei Einhaltung der Grenzwerte für das Gesamtrisiko auch nicht können.

2.1.2 Determinierungen

Eine konkrete Anwendung für den Strahlenschutz mit dem Ziel, quantitative Richtwerte für die Planung von kerntechnischen Anlagen und den Betrieb vorgeben und auf deren Einhaltung achten zu können, erfordert, aus den Ergebnissen der Risiko-

analysen Grenzwerte für Größen abzuleiten, die entweder meßbar sind oder zumindest eine modellmäßige Berechnung erlauben. Bereits mit dem Ziel, das Strahlenrisiko möglichst nicht zu vergrößern, führen die Kriterien selbst schon zwangsläufig zu gewissen Determinierungen, entsprechend dem Risikofaktor $10^4/\text{rem}$ für stochastische Strahlenwirkungen zunächst zu 5 rem/a /16/ als grundlegendem Grenzwert für eine Ganzkörperbestrahlung.

Wenn das Ziel gemäß den Empfehlungen der ICRP /16/ weitergesteckt wird, um die Einhaltung der Risikogrenzen entsprechend sicherzustellen, und noch weiter, um das Risiko noch zu verringern und so niedrig wie (sinnvoll /16/) /1/ möglich zu halten, müssen die Grenzwerte nicht nur tiefer, sondern bereits früher angesetzt werden, also schon bei kürzeren Zeiten und jeweiligen Einzelumständen. Das entspricht auch dem Normierungskriterium. Es verlangt aber weitere modellmäßige Determinierungen, insbesondere für die in diesem Zusammenhang dann sekundär abzuleitenden Grenzwerte für Teilrisiken.

Eine Festlegung von besonderer Tragweite besteht in der Definition der Bezugsgrößen, auf die sich die Grenzwerte im Sinne des Normierungskriteriums beziehen und zu deren Bestimmung modellmäßig zugrundezulegen sind /2,3,16/. Die für die Berechnungsmethoden erforderlichen Vereinfachungen werden dadurch aber wieder so groß, daß zur Rechtfertigung schließlich nur noch die gleichzeitig resultierende Konservativität durch Überbewertung des Risikos zur sicheren Seite hin dienen kann.

Die kritische Bevölkerungsgruppe /2,3,16/ hat als Bezugsgröße zentrale Bedeutung, weil sie für den Einfluß nahezu aller modifizierender Parameter des betroffenen Menschen, seiner Lebensgewohnheiten, seines Aufenthaltsortes usw., absolute

Maximierungsvorschriften enthält /2,3/. In diesem Zusammenhang bedeutet das Abgehen von der Bezugsgröße kritisches Organ /16/ weniger einen Verzicht auf Maximierungsvorschriften bei der modellmäßigen Berechnung, als die Einführung einer einheitlichen Handhabung der Schwankungsbreiten der modifizierenden Parameter eines Standardmenschen /17/.

Immerhin ist damit aber auch die Grundlage gegeben, z.B. mit Hilfe von Sensitivitätsanalysen zum Einfluß der einzelnen Parameter, der Maße und Gewichte der einzelnen Organe, in diesem Punkt realistische Dosiswerte zu bestimmen und so beurteilen zu können.

Zwischen den Festlegungen sekundär abgeleiteter Grenzwerte für Teilrisiken und der Definition der einzelnen Bezugsgrößen besteht ein wichtiger Zusammenhang. So ist der Grenzwert 5 rem/a nur auf die beruflich strahlenexponierten Personen als kritische Bevölkerungsgruppe zu beziehen, wo nach den neuesten Empfehlungen der ICRP /16/ eine ausreichende Rechtfertigung besteht. Einzelpersonen der Allgemeinheit kann dieses Risiko nicht zugemutet werden. Für sie wird ein Reduktionsfaktor 10 gefordert. Der Grenzwert 0,5 rem/a ist im Sinne des Normierungskriteriums dann auf Einzelpersonen aus realistisch gewählten kritischen Gruppen zu beziehen /16/. Die bisherige Forderung eines weiteren Reduktionsfaktors 3 für das genetische Risiko der Gesamtbevölkerung ist entfallen, weil das genetische Risiko nicht überwiegend, sondern als Teil des Gesamtrisikos betrachtet werden muß und der Grenzwert 150 mrem/a in der Praxis bei weitem nie erreicht wurde /8/. Bei Einhaltung der anderen, sekundär abgeleiteten Grenzwerte kann es das auch nicht. Nichtsdestoweniger sind die in der BRD gesetzlich festgelegten Grenzwerte von diesen abgeleitet worden. Dabei werden die in der Natur schon bestehenden Strahlenquellen berücksichtigt, so daß jeweils 30 mrem/a als Grenzwert für die höchstzulässige Belastung durch kerntechnische

Anlagen über den Luft- und Wasserpfad anzusetzen sind /1/.

Bei den weiteren zahlreichen Determinierungen für die Bestimmung der Strahlenbelastung ist zu unterscheiden zwischen solchen, die der Erfassung der zumindest nach dem bestehenden Kenntnisstand unbestimmten Wirkungen dienen, und Festlegungen von unübersichtlich und stark schwankenden Größen sowie besonders komplexen Zusammenhängen, so daß unter Unterdrückung der teilweise rein stochastischen Natur zumindest eine einfache modellmäßige Beherrschung für erste Abschätzungen möglich wird. Da diese dann allerdings nur Sinn haben, wenn sie konservativ sind, sind die Kriterien bei den einzelnen Festlegungen von teilweise entscheidendem Einfluß.

Unbestimmte Wirkungen, für deren Berücksichtigung bei der Bestimmung der Strahlenbelastung teilweise noch weitgehend ungesicherte Modellannahmen erforderlich sind, gibt es vor allem noch beim Metabolismus. So wird die unterschiedliche biologische Wirksamkeit der einzelnen Strahlenarten entsprechend ihrer Ionisierungsdichte unabhängig vom Target-Gewebe durch einen pauschalen biologischen Bewertungsfaktor beschrieben, für den bei α -Strahlung 10 und bei β - und γ -Strahlung 1 angenommen wird. Die Altersabhängigkeit der Strahlenwirkung wird durch einen somatischen Bedeutungsfaktor beschrieben, der die Lebenserwartung, die Latenzzeit für die jeweilige Strahlenwirkung und die Strahlenempfindlichkeit des betroffenen Gewebes berücksichtigt, sowie durch einen genetischen Bedeutungsfaktor, der die mittlere Kindererwartung der strahlenexponierten Personen in Abhängigkeit von ihrem Alter berücksichtigt.

Das sind nur zwei Beispiele für die große Reihe von Wirkungsmechanismen, die bis zu denen der schließlichen Resorption der Radionuklide durch den Menschen geht, und trotz ihrer großen Bedeutung für die Ergebnisse bis jetzt nur mittels geeigneter Modellannahmen berücksichtigt werden können. Sie drücken sich in den Dosisfaktoren der Berechnungsmodelle (vgl. 2.2) durch entsprechende Überschätzungen aus. Weitere Annahmen dieser Art sind insbesondere noch für die Beschreibung des Transfers der Nuklide in den ökologischen Systemen über die Nahrungsketten erforderlich. Auf diese wird bei der Behandlung der Nutzungsfaktoren (vgl. 2.2 und 3.1) weiter eingegangen.

Als Folge der stochastischen Natur der auslösenden physikalischen Ereignisse und der gesamten folgenden Reaktionskette zeigen alle relevanten Bestimmungsgrößen für die Strahlenbelastung mehr oder weniger große Schwankungen. Teilweise liegen für sie noch zu wenig gesicherte Erfahrungsdaten vor, um die fraglichen Werte und Funktionen mathematisch ohne alles überdeckende Fehlerbreiten darstellen zu können. Außer beim Metabolismus ist das vor allem bei der Emission ausgeprägt. Das hat dazu geführt, daß den Rechenmodellen Emissionswerte zugrundegelegt werden, die in der Nuklidmenge sich in engen Grenzen nach besonderen Gesichtspunkten orientieren können, in der Zusammensetzung mit Ausnahme von J 131 jedoch definitiv festgelegt sind. Maßgebend dafür ist, daß die Emission prinzipiell nicht unterschätzt werden kann, unabhängig davon, wie sich das resultierende Wirkungsbild im einzelnen verschiebt. Bei der Behandlung der Quellstärke wird darauf weiter eingegangen (vgl. 4.2) und gezeigt, daß diese Verschiebungen teilweise so groß sind, daß es sogar zu Unterschätzungen kommt.

Die Determinierung bei der Emission stellt die zwangsfläufige Folge des Zuschnitts der Berechnungsmodelle zur Bestimmung ausschließlich der höchsten denkbaren Dosis dar, die ausgehend vom Normierungskriterium mit der Einführung der kritischen Bezugsgrößen begonnen hat.

Für andere Bestimmungsgrößen, für die bereits wohl ausreichende statistische Daten vorliegen, wird immer nur noch mit dieser Zielsetzung der ungünstigste Wert zugrundegelegt. Bei der Ausbreitung geht das so weit, daß detaillierte Rechenvorschriften festgelegt sind /2,3/, um das bestehende statistische Datenmaterial vollständig und hier ohne Scheu vor Aufwand zu verarbeiten, nur um den durch die Ausbreitung bedingten höchstbelasteten Ort in der Umgebung der kerntechnischen Anlage festzustellen. Da diese Stelle beim Abwasser trivialerweise im Auslaufbauwerk liegt, ist die Frage der Ausbreitung über den Abwasserweg offen geblieben /3/. Bei der Behandlung der Ausbreitung wird dies ebenfalls näher untersucht (vgl. 5) und gezeigt, daß der Bezug auf die tatsächlich betroffene Bevölkerung zu völlig anderen Ergebnissen als bisher (vgl. 2.3) führt.

2.2 Modellvorstellung

2.2.1 Grundlagen

Die dominierende Schwierigkeit bei der Berechnung der Strahlenbelastung kommt weniger von der starken raumzeitlichen Fluktuation, als davon, daß bereits die einzelnen Bestimmungsgrößen diese Abhängigkeit in sehr unterschiedlich bedingter Weise zeigen. Deshalb ist von der Dosisleistung $\dot{D}(r,t) = dD/dt$ auszugehen und durch geeignete Festlegung der zeitlichen Grenzen des Integrals ein angemessenes Maß

$$D(r,t) = \int \dot{D}(r,t) dt \quad (2.1)$$

für die Strahlenbelastung zu bilden.

Von den einzelnen Wirkungszusammenhängen, die zur Dosisleistung bestimmend beitragen, ist der Metabolismus durch

völlige Ortsunabhängigkeit, aber besonders komplexer Zeitabhängigkeit gekennzeichnet. Abgesehen von der Frage der Inzidenz, die z.B. sehr altersabhängig ist /17/, ist der Metabolismus entsprechend der chemischen Form der Radionuklide zeitlich sehr stark von biologischen Wirkungen wie Resorption, Transportweg, Ein- und Abbau und Ausscheidung abhängig. Sie werden zusammenfassend durch eine biologische Halbwertszeit beschrieben. Dazu kommt noch der Zeiteffekt des radioaktiven Zerfalls. Weil keine Ortsabhängigkeit und keine Korrelation mit anderen Wirkungszusammenhängen existiert, die Zeitkonstante aber erheblich größer ist, kann der Metabolismus als Faktor absepariert werden. Wenn $C(r,t)$ die Aktivität darstellt, die nach allen Ausbreitungsvorgängen zur Exposition führt, und die Dosiskonstante infolgedessen durch

$$g(t) = \int \dot{D}(r,t) dt / \int \dot{C}(r,t) dt \quad (2.2)$$

definiert wird, ergibt sich für die Dosisleistung die Produktdarstellung

$$D(r,t) = \int \dot{C}(r,t) g(t) dt. \quad (2.3)$$

Unterschiede im zeitlichen Verhältnis zwischen Exposition $C(r,t)$ und Dosis $D(r,t)$ sind also ausschließlich metabolisch bedingt.

Die Raumzeitabhängigkeit der Emission verhält sich ähnlich. Auch hier besteht keine Ortsabhängigkeit und wegen der rein stochastischen Natur keine Korrelation mit anderen Wirkungszusammenhängen. Daher kann die Emission ebenfalls als Faktor absepariert werden. Wenn $Q(t)$ die Menge der emittierten radioaktiven Stoffe bedeutet, ergibt sich für die Dosisleistung

die Produktdarstellung

$$D(r,t) = \int \dot{Q}(t) X(r,t) g(t) dt, \quad (2.4)$$

wobei durch $X(r,t)$ die Ausbreitungsvorgänge beschrieben werden, die zur Exposition C führen.

Die Ortsabhängigkeit der Dosisleistung beruht also allein auf der der Ausbreitungsvorgänge. Diese sind allerdings auch noch stark zeitabhängig, in vielen Fällen sogar so, daß die zeitlichen Effekte von den örtlichen Verhältnissen mitbestimmt werden. Die Ausbreitung $\chi(r,t)$ in den Primärmedien bestehen in Konvektions- und Diffusionsvorgängen. In den ökologischen Systemen handelt es sich nach erfolgter Kontamination dagegen um völlig andere Fortpflanzungsmechanismen, Migrationen, die mit einer Vielzahl von Austauschvorgängen mit Übergängen, Depotbildungen und anderen ökologischen Begleiterscheinungen verbunden sind. Die zeitlichen Abläufe sind teilweise sehr viel langsamer und führen nach Emissionsende zwangsläufig zu Folgedosen. Schließlich aber sind die Ausbreitungsvorgänge $N(r,t)$ in den ökologischen Systemen entscheidend von der Nutzung durch den Menschen abhängig. Diese Unterschiede und da nur unerhebliche Korrelationen zwischen den Ausbreitungen im Primärmedium und den ökologischen Systemen bestehen, legen eine dritte Faktorisierung nahe:

$$D(r,t) = \int \dot{Q}(t) \chi(r,t) N(r,t) g(t) dt. \quad (2.5)$$

Der Vorteil dieser Unterscheidung liegt jedoch mehr in der Anwendung, weil die Beschreibung sehr komplexe und für beide Bereiche völlig verschiedenartige Modellvorstellungen bedingt (vgl. 2.2.2) und daher, soweit überhaupt möglich, nicht geschlossen erfolgen kann /2,3/.

2.2.2 Berechnungsverfahren

Für die Bestimmung der Strahlenbelastung auf der Grundlage der Produktdarstellung Gl. 2.5 eignen sich Kompartimentmodelle besonders, weil sie sehr übersichtlich bleiben und mit großer Anpassungsfähigkeit eine leichte Verarbeitung des Datenmaterials erlauben /5,6/. Unter einem Kompartiment ist ein Funktionsbereich in einem ökologischen System zu verstehen, der Radionuklide mit gleichmäßiger Verteilung enthält. Die jeweiligen Transfer-Vorgänge können als Wechselwirkungen zwischen Kompartiments durch Bilanzgleichungen dargestellt werden. Sie bilden ein System von linearen Differentialgleichungen erster Ordnung mit konstanten Koeffizienten. Alle Effekte höherer Ordnung sind vernachlässigbar und der Transfer von Kompartiment zu Kompartiment unabhängig vom Aktivitätsniveau und lediglich vom Ausgangskompartiment gesteuert.

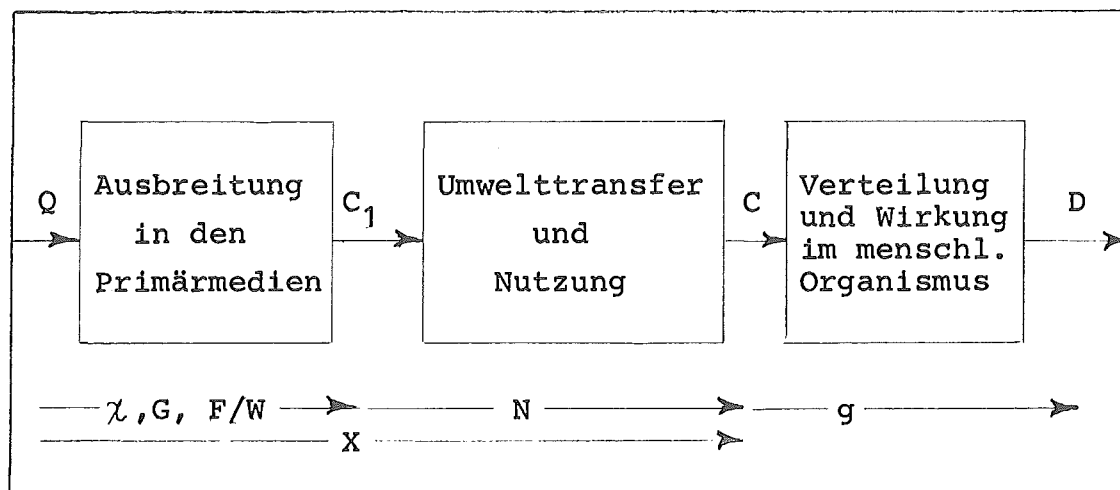


Abb. 2.2 Kompartimentmodell zur Berechnung des Radionuklidtransfers aus kerntechnischen Anlagen zum Menschen

Wenn der Bestimmung der Strahlenbelastung entsprechend der Produktdarstellung in Gl. 2.5 das in Abb. 2.2 dargestellte Kompartimentmodell zugrundegelegt wird, sind die einzelnen Faktoren in Gl. 2.5 durch das Verhältnis von Ausgangs- zu Eingangsgröße der jeweiligen Kompartments definiert.

Zur numerischen Berechnung sind als Konkretisierung der deterministischen Modellvorstellungen noch einige besondere Festlegungen zu treffen. Vor allem sind für zeitlich sich ändernde Größen, wegen der erforderlichen Raumzeitunabhängigkeit für den Aktivitätsgehalt im Kompartiment, grundsätzlich Mittelwerte (vgl. Gl. 2.6) zu definieren.

Für die Quellstärke $Q(t)$, die schnellen und starken Schwankungen unterliegt, wird mit Jahresmittelwerten

$$Q(t) = \int_{t_1}^{t_2} \dot{Q}(t) dt \quad (2.6)$$

mit $t_2 - t_1 = 1$ a gerechnet. Solange für die einzelnen Nuklide keine spezifizierten Emissionswerte vorliegen, wird mit einem dazu festgelegten Modellgemisch /2,3/ gerechnet, das sich durch entsprechend konservative Zusammensetzung auszeichnet (vgl. 4.2). Abgesehen davon, daß ausreichend genaue und zuverlässige Meßeinrichtungen erst in Entwicklung sind, wird damit der Notwendigkeit Rechnung getragen, die Berechnung zur Prüfung der Antragsunterlagen bereits vor Genehmigung und Inbetriebnahme durchführen zu können.

Für die Bestimmung der Ausbreitung $\chi(r,t)$ mit der Abluft wird nach Vogt /4/ von der aus der Theorie der turbulenten Diffusion hergeleiteten Formel für die Konzentrationsverteilung

$$C(x,y,z,t) = (Q(t)/2\pi u \sigma_y \sigma_z) \exp(-y^2/2\sigma_y^2) \exp(-z^2/2\sigma_z^2)$$

in einer Abluftwolke ausgegangen. Durch die Vermischung mit der vorbeiströmenden Luft nimmt dabei der Querschnitt der Wolke mit der Entfernung und umgekehrt proportional zur Windgeschwindigkeit u in x -Richtung zu. Da für die Streuung der Konzentration über den Querschnitt eine Normalverteilung angenommen wird, stellen die Standardabweichungen σ_y in y - und σ_z in z -Richtung die Ausbreitungsparameter dar. Nach Integration über die Zeit, um zu zeitunabhängigen Größen für das Kompartimentmodell zu kommen, ergibt sich die Ausbreitungsfunktion $\chi(x)$ aus der Konzentration am Boden, für $y = 0$ und $z = 0$, normiert auf die Quellstärke $Q(t)$ zu

$$\chi(x) = \int (1/\pi u \sigma_y \sigma_z) \exp(-H^2/2\sigma_z^2) dt \quad (2.7)$$

Für die meteorologischen Turbulenzzustände, die die atmosphärische Ausbreitung in dieser Form bestimmen, werden die charakteristischen Daten Windrichtung, Ausbreitungskategorie und Windgeschwindigkeit von den Wetterstationen in statistischer Weise durch synoptische Beobachtung der Häufigkeiten p_{ijk} mit der sie im Sektor i mit der Kategorie j und der Geschwindigkeitsstufe k auftreten, bestimmt. Der für den Anschluß an diese Daten erforderliche Zuschnitt von χ zur diskreten Form χ_{ijk} erfolgt durch Integration über die Sektorbreiten i und Zeitintervalle Δt_{ijk} , mit denen die Häufigkeiten p_{ijk} beobachtet werden. Durch Wichtung mit den p_{ijk} und Summation über die Ausbreitungskategorien j und Geschwindigkeitsstufen k ergibt sich für die Ausbreitung im Sektor i , da die p_{ijk} das Ergebnis möglichst langjähriger meteorologischer Statistiken sein sollen, die entsprechend mittlere Funktion

$$\chi_i(x) = 1/2\pi x \sum_j \sum_k p_{ijk} \iint \chi(x,y,z,t) dy dt \quad (2.8)$$

Daraus wird für die Bestimmung der maximalen Jahresdosis, die sich auf die höchstbelastete Stelle bezieht, der Langzeitausbreitungsfaktor als Maximum χ_{\max} bestimmt.

Für die Ausbreitung mit dem Abwasser ergibt sich in der Entfernung x von der Einleitungsstelle für ein Nuklid mit der Zerfallskonstante λ :

$$K(x) = \text{const } V_v(x) / V \exp(-\lambda t_x) \quad (2.9)$$

wobei V die jährliche Abwassermenge und V_v deren Verdünnungsgrad angibt. Da beim Abwasser die höchstbelastete Stelle die Einleitungsstelle mit $V_v = 1$ ist, wird $K_{\max} = \text{const}/V$.

Der Zeitabhängigkeit bei der Ausbreitung in ökologischen Systemen wird wieder durch den Bezug auf Jahreswerte Rechnung getragen. Bei Transfervorgängen, die zu externen Strahlenexpositionen führen, ist die Nutzung nur eine Frage der Geometrie und Abschirmung und bleibt aus Konservativitätsgründen unberücksichtigt. Auch bei der Inhalation nimmt praktisch kein ökologisches System am Transfer teil. Die Nutzung wird nur durch das jährliche Atmungsvolumen unter Verwendung eines Sicherheitsfaktors für den Bezug auf eine kritische Bevölkerungsgruppe bestimmt. Bei der Ingestion sind jedoch so viele ökologische Systeme beteiligt, daß eine Behandlung in einem Kompartiment nicht möglich ist, sondern das in Abbildung 2.3 dargestellte differenzierte Modell zugrundegelegt werden muß.

Nach diesem Modell lassen sich die Transfervorgänge in den jeweiligen ökologischen Systemen durch entsprechende Kettenformeln schon allein aufgrund ihrer leichten Anpassungsfähigkeit relativ gut beschreiben. So ergeben sich

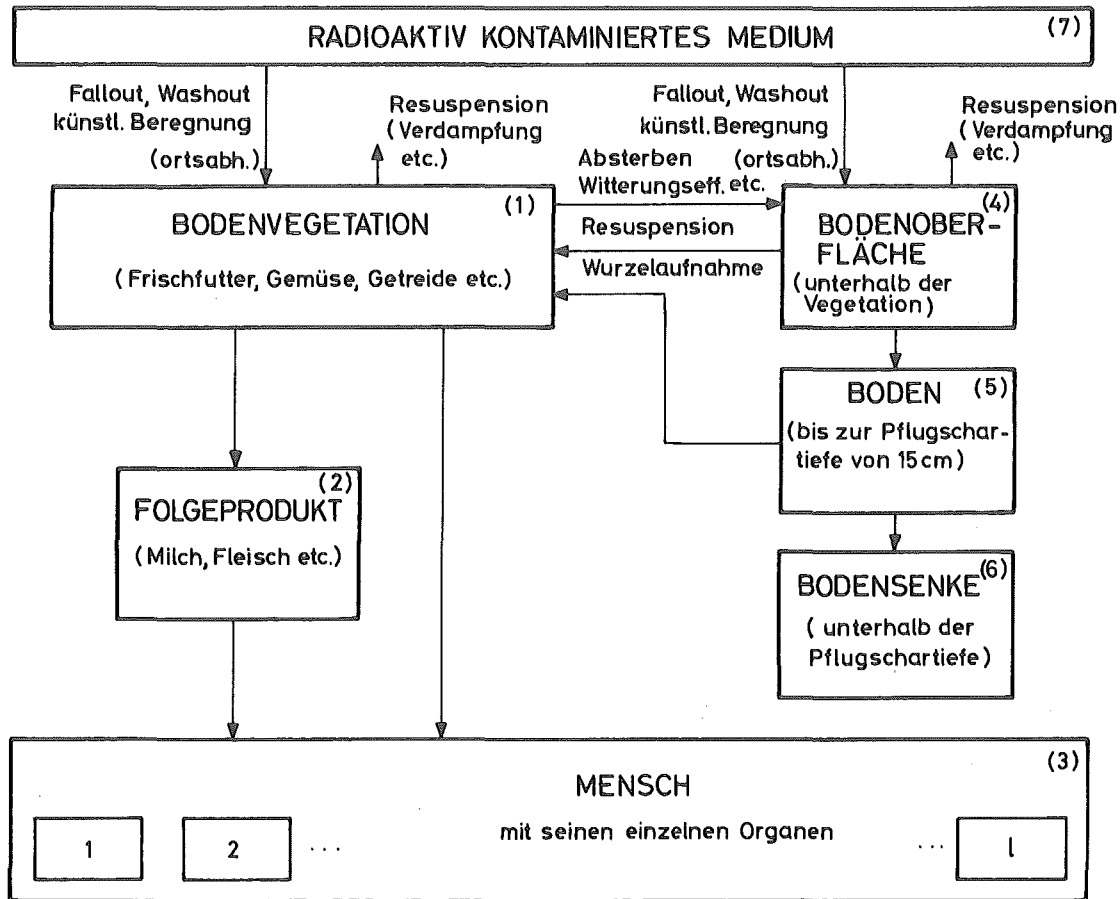


Abb. 2.3 Kompartimentmodell zur Berechnung des Radionuklidtransfers in ökologischen Systemen

nach Brenk /5/ für den Transfer vom Primärmedium Luft über die ökologischen Systeme zum Menschen entsprechend Abb. 2.3 7 Bilanzgleichungen in Form eines Systems von 7 Differentialgleichungen 1. Ordnung mit konstanten Koeffizienten, das in der Gesamtbilanz zur Kettenformel

$$N_g = N^{Pf} + N^{Bl} + N^{Mi} + N^{Fl} \quad (2.10)$$

führt /2/ mit z.B. für die Nahrungsaufnahme von Milch

$$N^{Mi} = E^{Mi} E_2 T_{12} (f_W Z_7 / E_1 + T_{51} Z_5 / E_5) Z_1$$

E jährl. aufgenommene Nahrungsmittelmenge (Pf: Pflanzen, Bl: Blattgemüse, Mi: Milch, Fl: Fleisch, 2: Futter)

T_{12} , T_{51} Transferfaktor für Nuklid n von Kompartiment 1 nach 2 und 5 nach 1 (vgl. Abb. 2.3)

Z_7 , Z_5 , Z_1 Zeitfaktor für Dauer der Kontamination, Anreicherung im Boden und Lagerung bis zum Verzehr

E_1 , E_5 pflanzliche Bewuchsdichte, Massenbelegung des Bodens
 f_W Anteil der Ablagerung durch Washout.

Die Datenfrage wird durch die Kompartimentmodellbedingung Raumzeitunabhängigkeit erheblich entlastet. Für die erforderlichen Nutzungsdaten werden aus diesem Grund großräumige Jahresmittelwerte im Sinn einer Standardumgebung aus den einschlägigen statistischen Erhebungen verwendet /2,3/. Aus Konservativitätsgründen, insbesondere für den Bezug auf kritische Bevölkerungsgruppen, werden für die Nahrungsaufnahmemengen Sicherheitsfaktoren, bis zu 30 bei Fischverzehr und 500 beim Uferaufenthalt /3/, angewendet, sowie alle Verluste mit Ausnahme des radioaktiven Zerfalls vernachlässigt.

Die Bestimmung der Verteilung und Wirkung der Radionuklide im menschlichen Organismus erfolgt ebenfalls mit Hilfe von Kompartimentmodellen. Die zu beschreibende Biogenetik ist infolge der sehr unterschiedlichen physikalisch-chemischen Eigenschaften der Radionuklidverbindungen und biologischen Wechselwirkungsprozesse mit Körperzellen und -flüssigkeiten so komplex, daß für die Kompartments trotz sehr vereinfachender Modellvorstellungen ein immer höherer Differenzierungsgrad erforderlich wird. Nach den neuesten Entwicklungen

der ICRP /19/, die bis jetzt nur zum Inhalationsdosisfaktor veröffentlicht worden sind /18/, ist zu erwarten, daß die Kompartimentmodelle sich für die einzelnen Expositionspfade nur noch in den ersten Kompartments, die die Steuerung und erste Organexposition beschreiben, unterschieden werden, und nicht mehr für die inneren Organe, die über Stoffwechsel und Blut belastet werden. Während der gesamte Metabolismus beim Inhalationsdosisfaktor bisher durch 2 Kompartments, obere Atemwege und Lunge, beschrieben worden sind, wird der Atmungs- trakt wegen der verschiedenen charakteristischen Ausscheidungs- mechanismen nun in 3 Kompartments, Nasen-Rachen-Raum, Bronchien und Lunge, unterteilt, und bei den Transferfaktoren nicht mehr nur 2 Löslichkeitsklassen unterschieden, sondern auch Diffusions- vorgänge in Lösung, Filterwirkungen, Ciliartransport und biolo- gische Transportprozesse berücksichtigt /18/. Allein aufgrund revidierter höherer Lungenlöslichkeit des Sr und entsprechend in der Berechnung berücksichtigter schnellerer Ausscheidung, ergibt sich für den Inhalationsdosisfaktor g_h von Sr $90 \cdot 10^4$ gegenüber bisher 10^6 rem/Ci. Eine direkte Vergleichbarkeit be- steht aber nur bedingt, da für die Radiotoxizität die Summe der mit Gewichtungsfaktoren w_l multiplizierten Organdosen maßge- bend ist (vgl. 2.1.1).

Zur Ermittlung der effektiven Gesamtdosis werden dann die Beiträge nach /16/ aller relevanten Radionuklide n über die Belastungspfade p für die Organe l unter Bezug auf ein Mitglied der kritischen Bevölkerungsgruppe summiert:

$$D = \sum_n \sum_p \sum_l w_l D_{npl} \quad (2.11)$$

Gegenüber dem Konzept des kritischen Organs, nach dem in der BRD und daher auch hier noch verfahren wird /2,3/, ergeben sich hiermit höhere Dosiswerte, weil inhomogen verteilte Dosen, die nicht auf das kritische Organ kommen, mitgezählt werden.

2.3 Ergebnisse

Für die vielen Rechnungen, die für die Bestimmung der Strahlenbelastung in der Umgebung kerntechnischer Anlagen durchgeführt worden sind, ist charakteristisch, daß sie nicht vergleichbar sind, schon gar nicht im Ergebnis. Die genehmigungstechnisch orientierte Zielsetzung, jeden denkbaren Effekt, der zu einer Erhöhung der Dosibelastung führen kann, in der Rechnung konservativ zu berücksichtigen, hat zwangsläufig Uneinheitlichkeiten in der Verwendung von Daten und Methoden mit sich gebracht, die auch durch die Empfehlung allgemeiner Berechnungsgrundlagen der SSK /2,3/ in entscheidenden Punkten nicht beseitigt werden. Um die mangelhafte Vergleichbarkeit nicht durch die Verschiedenheit kerntechnischer Anlagen noch zu belasten und weil ein entscheidender Teil der Problemstellung (vgl. 1.1.1) ohnehin erst endgültig am konkreten Fall deutlich gemacht werden kann, wird der Stand der Ergebnisse zunächst nur für KWB dargestellt, nicht zuletzt, weil für diesen mehr und umfangreichere Untersuchungen als in anderen Fällen durchgeführt worden sind.

Bereits bei den Annahmen für die Emissionswerte, von denen die bisherigen Untersuchungen ausgegangen sind, kommt es zu den in Tab. 2.1 zusammengestellten starken Unterschieden.

Ci/a	TÜV	GRS	BGA	MRB
Kr 88		1125		69
Xe 133		36000		7888
Edelgase	45000	45000	1450	10110
Aerosole $T_{1/2} > 8 \text{ d}$	1,67	0,3	0,03	0,08
Aerosole $T_{1/2} < 8 \text{ d}$	57,5		0,113	0,15
J 131	0,345	0,21	0,023	0,045

Tab. 2.1 Annahmen für die Werte der Emission mit der Abluft bei verschiedenen Untersuchungen /7,8,9,12/

Bei TÜV /7/ werden die genehmigten höchstzulässigen Abgabewerte zugrundegelegt, bei GRS /12/ und MRB /9/ konservativ geschätzte Erwartungswerte und bei BGA /8/ die reinen Meßwerte. Außerdem unterscheiden sich auch die verwendeten Spektren für die Nuklidzusammensetzung (vgl. Tabelle 4.1 bis 4.5). In 4.3 wird auf die dadurch bewirkten Differenzen näher eingegangen.

Bei den Ausbreitungsrechnungen unterscheiden sich die verwendeten Daten und Verfahren mehr als die Ergebnisse.

	TÜV	GRS	BGA	MRB
χ_{\max}	1,7 E-7	4 E-7	3 E-7	3 E-7

Tab. 2.2 Max. Langzeitausbreitungsfaktor verschiedener Untersuchungen

Bei TÜV /7/ werden Ausbreitungsparameter nach Pasquill zugrundegelegt, bei allen anderen Untersuchungen die von Vogt /4/. Ein Vergleich der Einflüsse noch anderer Parameter bei sonst gleichen Daten wird in 5.2 durchgeführt.

Die zur Verfügung stehenden Dosisfaktoren sind das Ergebnis der Modelle und nuklidspezifischen Berechnungen der ICRP /21/ und sind vorbehaltlich neuer Ergebnisse /18/ bis jetzt zugrundegelegt /2,3/. Unterschiedlichkeiten bei den verwendeten Werten sind nur die Folge der bei der Emission verschieden zugrundegelegten Nuklide bzw. deren Zusammensetzung bei den verwendeten Gemischen. Das wird bei MRB /9/, wo im Gegensatz zu den anderen vollkommen nuklidspezifisch gerechnet worden ist, deutlich, wenn zum Vergleich in Tab. 2.3 Mittelwerte $g = \frac{\sum_n Q_n g_n}{\sum_n Q_n}$ gebildet werden.

	TÜV	GRS	BGA	MRB
g_{β}	0,1	5,5 E-2		2,3 E-2
g_L	8,6 E-5	1,6 E-5		2,2 E-5
g_g	8,0 E+4	8,0 E+4	8,0 E+4	
g_h	2,5 E+2			
$g_h \text{ J } 131$	2,6 E+5	4,4 E+5	3,0 E+5	3,0 E+4

Tab. 2.3 Dosisfaktoren verschiedener Untersuchungen (mit g_{β} /rem m³/Ci s/, g_L /rem m³/Ci s/, g_g, g_h /rem/Ci/)

Der hohe Wert bei TÜV /7/ für die β - und -Submersion g_{β} und g_L kommt durch hohe J- und Kr-Anteile im Nuklid-spektrum zustande, da der Ausfall der Rückhalteeinrichtungen angenommen worden ist. Außerdem ist bei TÜV /7/ für die Schilddrüsenbelastung durch Inhalation von Aerosolen mit $T_{1/2} < 8$ d der g_h -Wert von J genommen worden und für die Knochenbelastung durch Ingestion von Aerosolen mit $T_{1/2} > 8$ d der g_g -Wert von Sr 90.

Die Unterschiede bei den resultierenden Dosiswerten sind, wie in Tab. 2.4 sofort ersichtlich, keineswegs allein die Folge der der Emissionswerte. Auch nicht, wenn berücksichtigt wird, daß sie durch die spektralen Differenzen teilweise durchaus verstärkt werden.

mrem/a	TÜV	GRS	BGA	MRB
D_{β}	6,7	0,9	0,01	0,07
D_L	21,8	2,1	0,04	0,7
D_{SD}	54,3	16	2	3,1
D_{Trinkw}	17,0		0,01	0,007

Tab. 2.4 Dosiswerte verschiedener Untersuchungen

Bei TÜV /7/ beruht die Submersion D_β und D_L auf den Edelgasen und die Schilddrüsendosis von Kleinkindern zu 87 % auf Ingestion von J 131 und zu 13 % auf Inhalation von Aerosolen mit $T_{1/2} < 8$ d. Bei MRB /9/ tragen Ar 41 noch 5 % zur Submersion D_L und die Edelgase 25 % zur Schilddrüsendosis bei.

Die jeweiligen Rechnungen sind in der Verwendung der einzelnen Daten äußerst verschieden. Da die erforderlichen Angaben, auch wenn einschneidende Vereinfachungen vorgenommen worden sind, aus den Unterlagen teilweise nicht hervorgehen, muß auf die Diskussion hier verzichtet werden. Lediglich die Frage der Unterschiede der Emissionsspektren kann genauer untersucht werden (vgl. 4.3).

Der Sinn der Dosiswerte liegt zwar nur im Nachweis, daß die höchstzulässigen Grenzwerte nicht überschritten werden. Vor dem Hintergrund der großen Streubreiten bei vielen Daten, die keineswegs immer mit konsequenter Konservativität berücksichtigt worden sind, liegen die Ergebnisse aber gerade im Rahmen des Grenzwertmodells unbefriedigend hoch.

3. Neuer Lösungsansatz

3.1 Grundlagen

Charakteristisch für Risikoanalysen ist, daß sie nicht ausschließlich probabilistisch durchzuführen sind. Immer dort, wo die Kenntnis der Ereignisverteilungen und Zusammenhänge nicht ausreicht, muß deterministisch geholfen werden. Da die Kenntnisse hier den erforderlichen Stand erreicht haben, wird für die Bestimmung der Strahlenbelastung in der Umgebung kerntechnischer Anlagen ein neuer Lösungsansatz möglich. Die gravierendsten Determinierungen werden durch die realen Verteilungen und Zusammenhänge ersetzt. Anstelle der bisher behandelten Frage, ob die Strahlenbelastung mit größtmöglicher Wahrscheinlichkeit unter den höchstzulässigen Grenzwerten liegt, wird im folgenden versucht, die Frage, wie weit die wahrscheinlichste Strahlenbelastung unter den höchstzulässigen Werten liegt, zu beantworten.

Unter der Voraussetzung, daß für die Emission, Ausbreitung und Nutzung ausreichendes statistisches Datenmaterial vorliegt, wird das Normierungskriterium irrelevant. An die Stelle der maximalen Jahresdosis für die kritische Bevölkerungsgruppe und, falls nicht im Bezug schon eingeschlossen, die ungünstigste Einwirkungsstelle tritt die Dosis, die eine Person im Umkreis von x Kilometern um die kerntechnische Anlage in einer Zeit Δt mit größter Wahrscheinlichkeit erhält.

Wie bei allen Ergebnissen einer Risikoanalyse, wo das Einzelereignis für sich zunächst keine Bedeutung hat, sondern erst für das Gesamtrisiko durch den seiner Eintrittswahrscheinlichkeit entsprechenden Beitrag, stellt die Dosis für eine bestimmte Einzelperson keinen relevanten Wert dar.

Deterministische Eingriffe können daran schon gar nichts ändern. Es kommt also, wie bereits bei den zugrundeliegenden Dosis-Wirkungsbeziehungen und für den erforderlichen Anschluß an diese darauf an, die Größe des betrachteten Kollektivs nicht zu klein zu haben. Entsprechend ist der Bezugszeitraum Δt und Umkreis x zu wählen.

Besondere Wirkungen, wie kurzzeitige Emissionen und Erhöhungen, besondere Fluktuationen der Ausbreitungsbedingungen und extreme Nutzungen, werden dementsprechend ebenfalls nur durch ihren Beitrag zum gesamten Raumzeitintegral für die jeweiligen Bestimmungsgrößen berücksichtigt, so daß auch die sich vom Normierungskriterium ableitenden Beziehungen auf den kritischen Expositionspfad, den kritischen Nahrungspfad, das kritische Organ usw. entfallen.

Obwohl nur größere Kollektive betrachtet werden können und nur entsprechende Mittelwerte Aussagekraft besitzen, muß die Raumzeitabhängigkeit bei den einzelnen Bestimmungsgrößen möglichst genau berücksichtigt werden, um die Mittelwerte selbst und die ortsgebundenen Korrelationen zu erfassen.

Beim vorausgesetzten Vorliegen entsprechenden Datenmaterials kann auch das Kompartimentmodell mit seinen Einschränkungen für die Raumzeitabhängigkeit aufgegeben werden. Von besonderer Bedeutung ist die Berücksichtigung der Zeitabhängigkeit der Emission und Ausbreitung und die der Ortsabhängigkeit der Ausbreitung und Nutzung, bei der es vor allem um die örtlichen Korrelationen zwischen Ausbreitung und Direktbelastung sowie zwischen Kontamination, Nutzung und Ingestionsbelastung geht. Wo rein stochastische Verhältnisse und keinerlei Korrelationen bestehen, werden die Bestimmungsgrößen im Sinne von Operatoren aufeinander gemäß

Gl. 2.5 angewandt. So bestehen nach bisherigen Erkenntnissen /9,20/ zwischen Emission, Ausbreitung und Metabolismus keine zeitlichen Korrelationen.

3.2 Berechnungsverfahren

Bei der Berechnung der Dosis, die eine Person in der Umgebung einer kerntechnischen Anlage bekommt, ist analog zu Gl. 2.1 über die Ortsdosisleistung $D_r(\varphi, t)$ zu integrieren:

$$D_r = \iint \dot{D}_r(\varphi, t) d\varphi dt$$

Die Personendosis ist durch

$$D = \iint P(\varphi, t) D_r(\varphi, t) d\varphi dt \quad (3.1)$$

als Äquivalenzdosis für eine im betrachteten Umkreis lebende Einzelperson mittlerer Belastung definiert, wobei für die Personendichte $\int P(\varphi, t) d\varphi = 1$ gilt.

Die Zeitabhängigkeit der Dosisleistung $D(\varphi, t)$ beruht auf

- Schwankung der Emissionsraten $Q(t)$,
- Schwankung der Ausbreitung in den Primärmedien,
- Schwankungen bei Transfer in Umwelt und Nutzung $N(\varphi, t)$ und
- zeitabhängige Verteilung und Wirkung $g(t)$ im Menschen.

Die Zeitabhängigkeit des Metabolismus ist von völlig anderer Art und in besonderen Untersuchungen /18,19/, deren Ergebnisse nach dem Stand /2,3/ im folgenden unterstellt werden, eingehend behandelt. Der für die Dosisfaktoren

$$g = \int_{t_1}^{t_2} \dot{g}(t) dt \quad (3.2)$$

dabei zugrundegelegte Geltungsbereich von $t_2 - t_1 = 1$ a, der bei einer Einwirkungszeit von 1 a vor allem für die Ingestion Bedeutung hat, bestimmt, wo keine anderen Gesichtspunkte entscheidend sind, die Grenzen für die Zeitintegration auch bei den anderen Bestimmungsgrößen. Zu-

nächst gilt das für die Emission, die wegen fehlender zeitlicher Korrelationen (vgl. S. 16) getrennt behandelt und analog Gl. 2.4 mit der Dosis-Wirkungsbeziehung in Gl. 3.1 absepariert werden kann:

$$D = \int \dot{Q}(t) g(t) \int P(\mu, t) X(\mu, t) d\mu dt. \quad (3.3)$$

Die Ortsabhängigkeit der Dosis beruht auf der der Ausbreitung $X(\mu, t)$ und der der betroffenen Personen $P(\mu, t)$.

3.2.1 Ausbreitung

In der Form der Kontinuitätsgleichung Gl. 2.7 ist die Ausbreitungsfunktion nicht explizit von der Zeit abhängig. Da die Bestimmungsgrößen für die Abluftwolke aber sämtlich stark und analytisch nicht darstellbar zeitabhängig sind, ist eine geschlossene Zeitintegration nicht möglich. Es handelt sich dabei um rein stochastische Schwankungen der Ausbreitungsbedingungen (vgl. S. 16). Da für diese statistisches Datenmaterial von außergewöhnlichem Wert, gekennzeichnet durch Erfahrungswerte in sehr kurzen Zeitintervallen (3 h) über sehr lange Beobachtungsdauern (10 a), vorliegt, kann die Zeitintegration in sehr guter Näherung ausgeführt werden.

Wenn die Zeitintervalle Δt_{ijk} dadurch bestimmt sind, daß gleichzeitig für die

$$\begin{aligned} \text{Ausbreitungsrichtung:} & \quad \Delta \varphi / \Delta t \leq \Delta \varphi_i / \Delta t_{ijk} \\ \text{Ausbreitungsstärke:} & \quad \Delta \sigma / \Delta t \leq \Delta \sigma_j / \Delta t_{ijk} \\ \text{Ausbreitungsgeschwindigkeit:} & \quad \Delta u / \Delta t \leq \Delta u_k / \Delta t_{ijk} \end{aligned}$$

gilt, kann das Zeitintegral in Zeitschritten Δt_{ijk}

$$\int_{t_1}^{t_2} \dot{\chi} dt = \sum_{\Delta t_{ijk}} \int \dot{\chi} dt$$

mit $t_2 - t_1 \gg \Delta t_{ijk}$ ausgeführt werden. Durch Zusammenfassen gleicher Summenbeiträge und Ausklammern ergibt sich

$$= \sum_{ijk} p_{ijk} \chi_{ijk} \quad (3.4)$$

wenn p_{ijk} die Anzahl der jeweils gleichen Integrale angibt. Die Näherung ist umso genauer, je größer $t_2 - t_1 \gg \Delta t_{ijk}$ ist, wobei es schließlich auf die Größe $\Delta \chi_{ijk} / \Delta t_{ijk}$ bzw. der einzelnen Bestimmungsgrößen gar nicht mehr ankommt. Für das Integral ergibt sich wie bei Gl. 2.8

$$\int \dot{\chi} dt = (1/2\pi u \sigma_y \sigma_z) \exp(-y^2/2\sigma_y^2) \exp(-z^2/2\sigma_z^2), \quad (3.5)$$

wobei infolge des Übergangs $x \rightarrow x - ut$ auf Festkoordinaten der x -Term herausfällt.

Als Konsequenz der Integration über die Zeitintervalle Δt_{ijk} muß gleichzeitig azimuthal über die Richtungsintervalle $\Delta \varphi_i$ integriert werden. Wegen

$$\int \chi d\varphi = \sum 1/2\pi x \int \chi(x, y, z) dy$$

$$\text{und } \int \exp(-y^2/2\sigma_y^2) dy = (2\pi)^{1/2} \sigma_y$$

folgt dafür aus Gl. 3.5

$$\int \dot{\chi} d\varphi dt = \sum 1/(2\pi^3)^{1/2} r u \sigma_z(r) \exp(-z^2/2\sigma_z^2(r)). \quad (3.6)$$

Die radiale Ortsabhängigkeit wird im Nahbereich der Emissionsquelle überwiegend vom Ausbreitungsparameter $\sigma(r)$ bestimmt und erst mit zunehmender Entfernung vom $1/r$ -Abfall.

Eine explizite analytische Darstellung ist jedoch nicht möglich, weil die Ausbreitungsparameter, die mit der Entfernung nichtlinear zunehmen, dabei stark von den meteorologischen und orologischen Verhältnissen abhängen. Bei der Berechnung muß auf experimentell bestimmte Wert zurückgegriffen werden, die für verschiedene Ausbreitungskategorien, Bodenrauhigkeiten und Emissionshöhen gemessen worden sind /2/. Weil diese stark von den Meßbedingungen abhängen, wird ein Vergleich mit anderen Meßergebnissen durchgeführt (vgl. 5.2).

Aus diesen Gründen wird die radiale Ortsabhängigkeit numerisch bestimmt. Dazu wird die als Folge der Ausbreitung am Boden ($z = 0$) auftretende relative Aktivitätskonzentration als Mittelwert χ_{ir} für jeden 30-Grad-Sektor i und Kreisring mit dem Schwerpunkt in der Entfernung r von der Emissionsquelle (vgl. 6.1) berechnet. Aus Gl. 3.4 und 3.6 ergibt sich dafür das mittlere Ausbreitungsverhältnis

$$\chi_{ir} = 12/(2\pi^3)^{1/2} r \sum_j \exp(-H^2/2\sigma_{zj}^2)/\sigma_{zj} \sum_k p_{ijk}/u_{ijk}, \quad (3.7)$$

wobei H die Emissionshöhe angibt. Da der geringe Konzentrationsübergang in den Boden angemessen praktisch nicht berücksichtigt werden kann, ist wie sonst üblich /4/ totale Reflexion angenommen.

Bei der γ -Submersion aus der Abluft sind wegen der großen Reichweite der γ -Quanten in Luft die Dosisbeiträge aus der weiteren Umgebung zu berücksichtigen. Da die Integration dazu in radialer und azimuthaler Richtung über das Flächenelement des jeweiligen Kreisringsektors ir hinausführt und sich auch über die benachbarten Flächen $i'r'$ bis zu einer Entfernung von etwa 1 km erstreckt, gilt für das mittlere

Ausbreitungsverhältnis für γ -Submersion

$$G_{1r} = \sum_{i'r'} \exp(-\lambda r'/u) B \exp(-\mu r')/r'^2 \chi_{i'r'} \quad (3.8)$$

Die Integration könnte schon früher abgebrochen werden, da bereits 90 % des Dosisbeitrags aus einer Umgebung von nur 500 m kommt. Die anderen Sektoren i' liefern schon ab 200 m keinen nennenswerten Beitrag mehr, so daß die tatsächliche Aktivitätsverteilung dort vernachlässigt werden kann und $\exp(-H/2\sigma_z^2)/\sigma_z$ im $\chi_{i'r'}$ gleich 1 gesetzt werden kann. Da die Konzentration innerhalb dieses Bereichs auch für sehr kurzlebige Edelgase praktisch konstant ist, kann der Abreicherungsfaktor $\exp(-\lambda r'/u)$ vor die Summe gezogen werden. Die Abreicherung durch radioaktiven Zerfall ist ohnehin wesentlich geringer als durch Verdünnung bei der Ausbreitung. Mit der Berücksichtigung der Absorption durch $\exp(-\mu r')$ und der Streuung durch

$$B = 1 + \mu r' + \mu^2 r'^2 / 7 E^{2,4}$$

bei mittleren Energien der γ -Quanten wird die Ausbreitungsfunktion nuklidabhängig. Da die dadurch bedingte Abweichung 10 % nicht überschreitet, kann für alle Nuklide mit dem Ar-Wert $E = 1,29$ MeV, der einen guten Mittelwert darstellt, gerechnet werden.

Für die trockene Ablagerung am Boden ergibt sich das mittlere Falloutverhältnis

$$F_{1r} = v_F \chi_{1r}. \quad (3.8)$$

Für die Falloutgeschwindigkeit v_F werden experimentell bestimmte Werte /2/ verwendet. Die Ablagerung durch Nie-

derschlag wird mit der Washoutkonstante Λ durch

$$\dot{W} = \int_0^{\infty} \Lambda \chi \, dz$$

beschrieben. Analog zu Gl. 3.7 ergibt sich daraus das mittlere Washout-Verhältnis

$$W_{ir} = 6 \, c h_i / \pi r u_i. \quad (3.9)$$

Für die Konstante c zur Niederschlagshöhe h_i werden experimentell bestimmte Werte /2/ verwendet.

Die Ausbreitung mit dem Abwasser wird durch

$$K(r,t) = \int V_v(r) TZ(r,t) / V(r,t) \, dt$$

beschrieben. Die Wirkung der Raumzeitabhängigkeit wird dabei praktisch allein durch das Integral über das Verdünnungswasservolumen $V(r,t)$ bestimmt. Der Faktor $TZ(r,t)$, der Austauschvorgänge durch Anlagerung an Schwebstoffe, Sedimentation und Remobilisation sowie den begleitenden radioaktiven Zerfall berücksichtigt, kann in seiner geringen Abweichung von 1 demgegenüber völlig vernachlässigt werden. Wenn die Integration im Anschluß an Gl. 3.2 über $t_2 - t_1 = 1a$ erstreckt wird, ergibt sich für das mittlere Ausbreitungsverhältnis

$$K_r = V_{vr} / V. \quad (3.10)$$

Auf den ortsabhängigen Verdünnungsgrad V_{vr} , für den neuere Überlegungen angestellt worden sind /9/, wird in 5.5 näher eingegangen.

3.2.2 Nutzung

Mit Ausnahme der Ingestion ergeben sich bei allen anderen Expositionspfaden einfache Funktionen für den Transfer der Radionuklide vom kontaminierten Primärmedium zum Menschen, die teilweise sogar auf bloße Faktoren reduziert sind: Bei der Submersion z.B. die Abschirmung und Aufenthaltswahrscheinlichkeit, bei der Inhalation das Atmungsvolumen.

Für die Berechnung der Ingestionsnutzungsverhältnis ist nach der Art der Ablagerung, Fallout oder Washout, und nach der des Transferpfades in den Nahrungsketten, direkter oder indirekter Nahrungspfad, zu unterscheiden. Als direkter Pfad wird der Transfer von der Bodenvegetation direkt zum Menschen bezeichnet (vgl. Abb. 2.3), als indirekt der Transfer über Folgeprodukte, z.B. Milch, mit dem Transferfaktor T_{12} . Mit dieser Unterscheidung ergibt sich für jedes Nuklid bei direkten Nahrungspfaden

$$\int N_F(\kappa, t) d\kappa dt = \int E_3 (Z_7/E_1 + T_{51} Z_5/E_5) Z_1 d\kappa dt \quad (3.12)$$

$$\int N_W(\kappa, t) d\kappa dt = \int E_3 (f_W Z_7/E_1 + T_{51} Z_5/E_5) Z_1 d\kappa dt \quad (3.13)$$

und bei indirekten Nahrungspfaden

$$\int N_F(\kappa, t) d\kappa dt = \int E_3 T_{12} Z_2 E_2 (Z_7/E_1 + T_{51} Z_5/E_5) Z_1 d\kappa dt \quad (3.14)$$

$$\int N_W(\kappa, t) d\kappa dt = \int E_3 T_{12} Z_2 E_2 (f_W Z_7/E_1 + T_{51} Z_5/E_5) Z_1 d\kappa dt \quad (3.15)$$

E_3, E_1, E_2, E_5 Nahrungsmittelverzehrrate und -ertragsdichte, Futtermittelverzehrrate, Massenbelegung des Bodens,

Z_7, Z_5, Z_1, Z_2 Zeitfaktor für Dauer der Kontamination, Anreicherung im Boden und Lagerung bis zum Verzehr der Nahrungsmittel und des Futters

f_W Anteil der Ablagerung durch Washout (vgl. Abb. 2.3).

Da für die Raumzeitabhängigkeit bei der Ausbreitung in den ökologischen Systemen prinzipiell dieselben Gesetzmäßigkeiten wie bei der in den Primärmedien bestehen, wird sie hier ebenso behandelt. Das Zeitintegral wird in Zeitschritten Δt_{irm}

$$\int \dot{N} dt = \sum_{\Delta t_{irm}} \int \dot{N} dt$$

ausgeführt, die dadurch bestimmt sind, daß im Flächenelement ir dabei die Nutzungsarten m erfolgen. Analog zu Gl. 3.4 ergibt sich hier

$$\int \dot{N} dt = \sum_{irm} a_{irm} N_{irm} \quad (3.16)$$

wobei a_{irm} die Anzahl der in allen beobachteten Zeitintervallen Δt_{irm} aufgetretenen gleichen Nutzungsbeiträge angibt.

Die gleichzeitig durchzuführende Integration über die Flächenelemente ir erfolgt wie bei den mittleren Ausbreitungsverhältnissen Gl. 3.7 zum Anschluß an diese über die gleichen Kreisringsektoren ir . Das geschieht durch Summation der aus den Erträgen $E_{irm} = E_{1irm} a_{irm} A_{irm}$ der Nutzungsflächen bzw. Viehstückzahlen A_{irm} für jeden Nahrungsmittelpfad m im Kreisringsektor ir resultierenden Nutzung. Aus Gl. 3.12 bis 3.15 folgt dann mit Gl. 3.16 für die Nutzungsverhältnisse bei direkten Nahrungspfaden

$$N_{Firm} = \sum_m E_{irm} (Z_7 E_1 + T_{51} Z_5 / E_5)_m Z_{1m} \quad (3.17)$$

$$N_{Wir} = \sum_m E_{irm} (f_W Z_7 E_1 + T_{51} Z_5 / E_5)_m Z_{1m} \quad (3.18)$$

und bei indirekten Nahrungspfaden

$$N_{\text{Fir}} = \sum_m E_{\text{irm}} T_{12} E_{2m} Z_{2m} (Z_7 E_1 + T_{51} Z_5 / E_5)_m Z_{1m} \quad (3.19)$$

$$N_{\text{Wir}} = \sum_m E_{\text{irm}} T_{12} E_{2m} Z_{2m} (f_W Z_7 E_1 + T_{51} Z_5 / E_5)_m Z_{1m} \quad (3.20)$$

Für die Ingestion über Abwasser als kontaminiertem Primärmedium ergeben sich völlig analoge Beziehungen, bei direkten Nahrungsmittelpfaden

$$N_{\text{ir}} = \sum_m E_{\text{irm}} E_{7m} (T_7 Z_7 E_1 + T_{51} Z_5 / E_5)_m Z_{1m}, \quad (3.21)$$

wobei beim Fischverzehr die Berechnungsrate E_7 entfällt, und

$$N_{\text{ir}} = \sum_m E_{\text{irm}} (T_{12} E_2 Z_{2m} E_7)_m (T_7 Z_7 E_1 + T_{51} Z_5 / E_5)_m Z_{1m} \quad (3.22)$$

bei indirekten Nahrungsmittelpfaden über die Berechnung. Für die Trinkwassernutzung vereinfacht sich die Darstellung auf

$$N_{\text{ir}} = a_{\text{ir}} A_{\text{ir}} / Z_1, \quad (3.23)$$

wobei A_{ir} die Fördermengen beschreibt.

3.2.3 Personendosis

Die Stochastik der Bestimmungsgrößen für die Ausbreitungsvorgänge legt, um zu aussagekräftigen Werten zu kommen, die Bildung von Integralen über möglichst große Beobachtungszeiträumen nahe. Die Richtigkeit dieses Verfahrens wird durch die Ergebnisse, insbesondere im Vergleich zur Aussagekraft der jeweils auftretenden Maximalwerte, in 5.3 bestätigt. Als wichtigste Folge davon ergibt sich, daß die örtliche Verteilung der Kontamination dann ziemlich genau bestimmt werden kann. Das rechtfertigt die Trennung der Variablen, also die Produktdarstellung in Gl. 3.3. Es bedingt aber

auch hohe Mindestforderungen an die Genauigkeit, mit der die χ_{ir} und N_{ir} in ihrer Ortsabhängigkeit und ihren örtlichen Korrelationen zu bestimmen sind.

Gegenüber der Ortsdosis berücksichtigt die Personendosis D die örtliche Verteilung der Personendichte

$$P_{ir} = p_{ir}^{Anz}/A_{ir} / p_{ges}^{Anz}/A_{ges} , \quad (3.24)$$

wobei die Anzahl der Personen p_{ir}^{Anz} im Flächenelement ir auf dessen Fläche A_{ir} und dies auf den Mittelwert des betrachteten Umkreises bezogen ist. Ihre örtliche Korrelation mit den Ausbreitungs- und Nutzungsverhältnissen χ_{ir} und N_{ir} ist für die lokale Personendosis D_{ir} von größter Bedeutung.

Die Ortsabhängigkeit der Kontamination ist durch die Ausbreitung χ_{ir} bestimmt. Die der Exposition und damit der

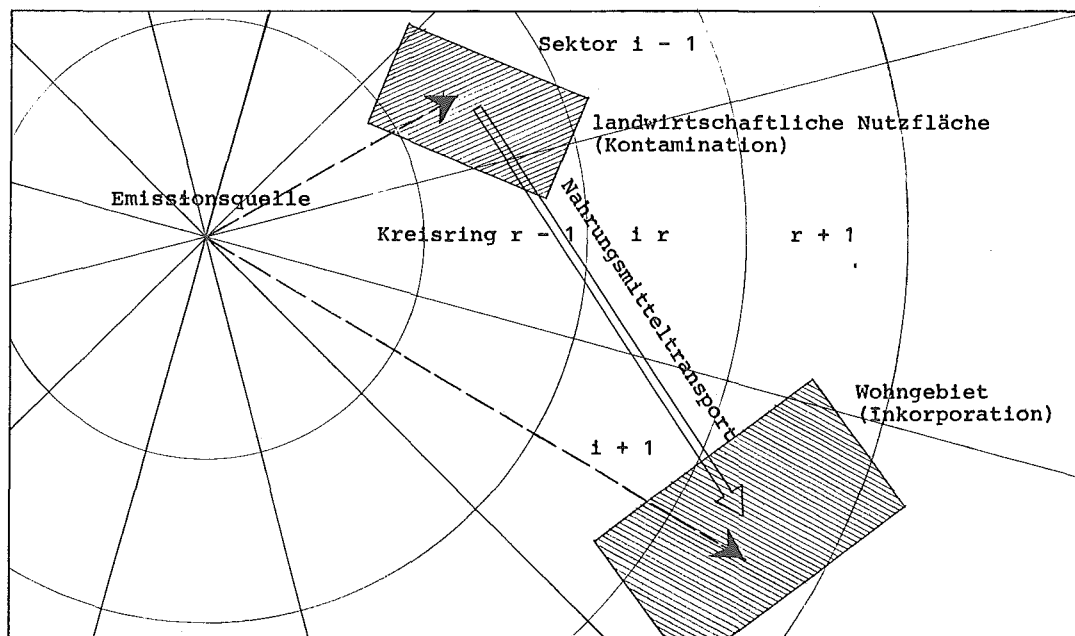


Abb. 3.1 Zur Ortsabhängigkeit der Kontamination und Exposition bei der Ingestiondosis

lokalen Personendosis D_{ir} (s. Gl. 3.26 f) wird außerdem noch durch ihren realistischen Bezug auf die tatsächlich Betroffenen, die Personendichte P_{ir} beeinflusst.

Bei der Ingestion ist darüber hinaus auch noch die Ausbreitung in den Sekundärmedien mit einer durch die unterschiedliche Nahrungsmittelproduktion N_{ir} bedingten teilweise sehr starken Ortsabhängigkeit zu berücksichtigen. Die durchgängige Erfassung der Ortskorrelation ist bei diesem Pfad jedoch nicht möglich, weil der weitere Zusammenhang mit der örtlichen Verteilung der Nahrungsmittelaufnahme durch die tatsächlich betroffenen Personen praktisch rein stochastisch ist. Dabei sind bereits alle Einzelvorgänge stochastisch, von der Art und Menge der Bodennutzung am Kontaminationsort, den Transporten zum Expositionsort bis zur Art und Menge des Verzehrs dort. Dieser Zusammenhang kann daher nur im Mittel berücksichtigt werden, also nicht über die Lokalwerte, sondern durch die Verknüpfung der Summenwerte der Nahrungsmittelmenge $\sum N_{ir}$, die im betrachteten Umkreis kontaminiert wird, und der entsprechenden Personen P mit der Personendichte P_{ir} (vgl. Gl. 3.29).

Dazu werden die für die Kontamination maßgebenden Ortsabhängigkeiten der Ausbreitung und Bodennutzung in der Gesamtausbreitungsgröße

$$X_g = 1/P \sum_{ir} (F_{ir} N_{gFir} + W_{ir} N_{gWir} + K_r N_{ir}) \quad (3.25)$$

(vgl. Gl. 3.3) berücksichtigt. Die Ortsabhängigkeit der Exposition ist bei der Ingestion dann allein durch die Personendichte P_{ir} bestimmt (vgl. Gl. 3.29). Mit Gl. 3.25 kommt nur die tatsächlich kontaminierte Nahrungsmittelmenge zur Exposition. Das bedeutet, daß die im betrachteten Umkreis gewonnenen Nahrungsmittel ausschließlich von den dort lebenden Personen P verzehrt werden, also daß kein Export, sondern nur Import stattfindet.

Für die lokale Personendosis D_{pir} der einzelnen Belastungspfade p ergeben sich nach Gl. 3.3 mit Gl. 3.7 bis 3.10 und Gl. 3.17 bis 3.24 im Flächenelement ir für

γ -Submersion aus der Abluftfahne

$$D_{Lir} = P_{ir} \sum_n Q_n g_{Ln} N_L G_{ir} \quad (3.26)$$

γ -Submersion durch Bodenstrahlung

$$D_{Bir} = P_{ir} \sum_n Q_n g_{Bn} N_B (F_{ir} + W_{ir}) \quad (3.27)$$

Inhalation $D_{hir} = P_{ir} \sum_n Q_n g_{hn} N_h \chi_{ir} \quad (3.28)$

Ingestion $D_{gir} = P_{ir} \sum_n Q_n g_{gn} X_g \quad (3.29)$

Ingesamt ergibt sich damit für die Personendosis D als räumlicher Mittelwert der lokalen Personendosis D_{pir} über die Flächen A_{ir} des betrachteten Umkreises für alle relevanten Belastungspfade p

$$D = \sum_{ir} A_{ir} \sum_p D_{pir} / \sum_{ir} A_{ir} \quad (3.30)$$

3.3 Sicherheitsabstand

Der Lösungsansatz Gl. 3.30 liefert probabilistisch eine Menge verschiedener Ereignisse mit verschiedenen Eintrittswahrscheinlichkeiten, die in ihrer Gesamtheit die Äquivalenzdosis D darstellen, die eine Person im betrachteten Umkreis der kerntechnischen Anlage mit größter Wahrscheinlichkeit erhält. Da die Ereignisse selbst und ihre Eintrittswahrscheinlichkeiten sehr verschieden sind, besteht in der Bildung möglichst umfangreicher Summen die einzige Möglichkeit, zu einer höheren Aussageschärfe zu kommen.

Teilaussagen für besondere Gesichtspunkte haben nur, wenn sie durch nachträgliche Selektion aus der gesamten Ereignismenge getroffen werden, Aussagekraft, jedoch entsprechend reduziert. So erscheint z.B. die Ermittlung der Dosis für eine bestimmte Person als Folge einer bestimmten Emission nach heutiger Erkenntnis prinzipiell unmöglich /20/.

Als Resultat der Summenbildung Gl. 3.30 stellt die Personendosis D einen für die kerntechnische Anlage und den Standort charakteristischen Kennwert dar. Dies beruht für die Anlage auf der Verwendung der tatsächlichen Emissionswerte $Q_n(t)$ und der Berücksichtigung ihrer Zeitabhängigkeit und der ortsabhängigen Auswirkung der einzelnen Nuklide. Vergleiche verschiedener Quellstärken und -spektren (vgl. 4.2) zeigen entsprechend charakteristische Unterschiede. Für den Standort beruht dies ebenfalls auf der Verwendung der tatsächlichen Werte für die Ausbreitung, Nutzung und Bevölkerungsdichte und ihrer Raumzeitabhängigkeit. Aus dem Vergleich verschiedener Standorte (vgl. 5.1) gehen die charakteristischen Differenzen deutlich hervor.

Zur Bildung möglichst großer Summen gibt es für die Größe des zu betrachtenden Umkreises Randbedingungen, da die Personendosis nicht nur in ihrer Genauigkeit, sondern auch in ihrer absoluten Größe von der des Umkreises abhängt.

Abb. 3.2 zeigt mit auf Integral 1 normierten Werten, daß die Ortsdosis D_r schwächer als proportional $1/r^2$ fällt und die Bevölkerungsdichte P_{ir} im Sektor etwa proportional r^2 , jedenfalls aber stärker steigt, so daß die Summe, die Bevölkerungsdosis D_{Bev} , mit r zu - und der Mittelwert, die Personendosis D , als Funktion des zugrundegelegten Umkreises r mit diesem entsprechend abnimmt. Bemerkenswert ist, daß die Personendosis D mit zunehmendem Umkreis

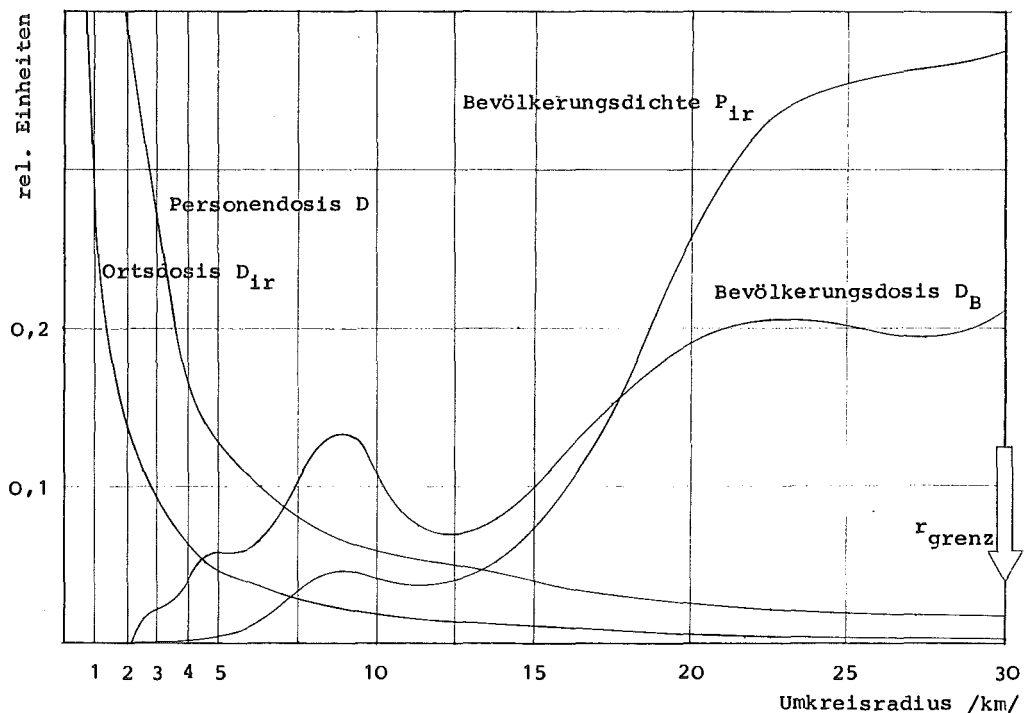


Abb. 3.2 Einfluß der Umkreisgröße für die Personendosis D

deutlich schwächer abnimmt als die Ortsdosis. Der Unterschied, bei KWB etwa 50 %, bei anderen Standorten geringer (vgl. 5.2), ergibt sich durch die Raumzeitintegration. Abb. 3.2 zeigt ferner, daß die Ortsdosis D_r in einer Entfernung von r_{grenz} unter 1 % ihres Mittelwertes fällt und daß mit Vergrößerung des betrachteten Umkreises die weitere Zunahme der Bevölkerungsdosis D_{Bev} praktisch nur noch auf der der Bevölkerung P_{ir} beruht. Wenn die Größe des zu betrachtenden Umkreises dadurch festgelegt wird, wird die Personendosis D unabhängig von ihr. Der dabei unterstellte Kompromiß zwischen der mit der Größe des Umkreises zunehmenden Zahl der Betroffenen, aber gleichzeitig abnehmenden Belastung für den einzelnen, ist relativ bedeutungslos.

Die Personendosis liegt im Zahlenwert (vgl. 7.1) erheblich unter den höchstzulässigen Grenzwerten /1/.

Die Differenz stellt den Sicherheitsabstand dar, wenn für Auslegung und Betrieb einer kerntechnischen Anlage die Grenzbedingung gilt, daß in keinem bestimmungsgemäßen Fall mit einer Ableitung radioaktiver Stoffe zu rechnen ist, die zu einer höheren Strahlenbelastung in der Umgebung führt.

Die Bedeutung des Sicherheitsabstandes liegt zum einen darin, daß er ein repräsentatives Maß für die wirklich bestehende Sicherheit gegen höhere Strahlenbelastungen in der Umgebung kerntechnischer Anlagen darstellt. Er könnte nur durch systematisches Extremverhalten nicht erfaßbarer Einzelpersonen vermindert werden. Alle anderen Höherbelastungen sind mit ihrem Eigenwert als Beitrag zur Berechnung der Personendosis D berücksichtigt, so daß der Sicherheitsabstand nicht als Reserve zur Abdeckung solcher Höherbelastungen anzusehen ist. In seiner Größe drückt sich daher insgesamt die Risikoakzeptanz aus, implizit aber auch die Wirkung entsprechend erforderlicher Sicherheitsmaßnahmen.

Zum anderen besteht die Bedeutung des Sicherheitsabstandes in der Eigenschaft, als charakteristischer Kennwert für Anlage und Standort, das entscheidende radiologische Beurteilungskriterium für diese darzustellen. Durch die hohe Genauigkeit mit der die Raumzeitabhängigkeit berücksichtigt ist, geht aus dem Sicherheitsabstand die anteilige Relevanz der einzelnen bestimmenden Größen realistisch hervor.

Damit sind die Wirkungen im einzelnen genau darzustellen, wie im folgenden gezeigt wird, der Einfluß der Emissionswerte (vgl. 4), die Abhängigkeit von den Ausbreitungsbedingungen (vgl. 5) und die Wirkung der Nutzung und Bevölkerungsdichte (vgl. 5 und 6).

4. Diskussion der Bewertung der Quellstärke

4.1 Bewertungskriterien

Eine der wesentlichen Bedingungen für die Bestimmung der Personendosis besteht in der Verwendung möglichst realistischer Werte für die Quellstärke Q_n . Da es sich dabei um Werte handelt, die sich nicht nur extrem unterschiedlich auswirken (vgl. Tab. 4.1), sondern auch stark schwanken (vgl. Abb. 4.1), ist die Aussageschärfe der Personendosis als Resultat der der Quellstärke eine Frage der der Wirkung der einzelnen Radionuklide, genauer der durch die Schwankungen bewirkten Unterschiede. Die Kriterien zu deren Bewertung beruhen auf einer Vielzahl verschiedener Wirkungen und Wirkungszusammenhänge, da diese mit nur geringen Ausnahmen sich für die einzelnen Nuklide n stark unterscheiden.

Die Frage der Bewertungskriterien für die Auswirkung der Emissionsschwankungen und ihre große Bedeutung in diesem Zusammenhang ist eine zwangsläufige Folge des noch zu wenig fortgeschrittenen Entwicklungsstandes bei der Erstellung von anlagenspezifischen Aktivitätsflußbildern, so daß es sich bei der Gewinnung entsprechender Emissionswerte um einen a posteriori-Vorgang handelt, der erst einen fortgeschrittenen Betrieb von u.U. sogar erheblicher Dauer bedingt, wie er im allgemeinen ebenfalls und möglicherweise noch lange nicht besteht. Dann allerdings werden, da die Emissionswerte für Auslegung und Betrieb der Anlage charakteristisch sind, Rückschlüsse auf diese möglich und die Beurteilung aus radiologischer Sicht, z.B. der Rückhalteinrichtungen.

Die Analyse der Emissionsdaten von KWB zeigt, daß mit 7 Reaktorbetriebsjahren, 4 bei Block A und 3 bei Block B, Daten mit der notwendigen Aussagekraft zur Bewertung der Emission vorliegen. Die Werte, die sich für die gut meßbare

J 131-Emission ergeben haben (vgl. Tab. 4.9), streuen um den Mittelwert 6,8 mCi/a mit einer Standardabweichung von 4,3 mCi/a, das sind 62 % rel. Das macht deutlich, daß die Quellstärke von KWB bereits als statistisch ausreichend gesichert angesehen werden kann und insbesondere Block A und B als radiologisch gleichwertig.

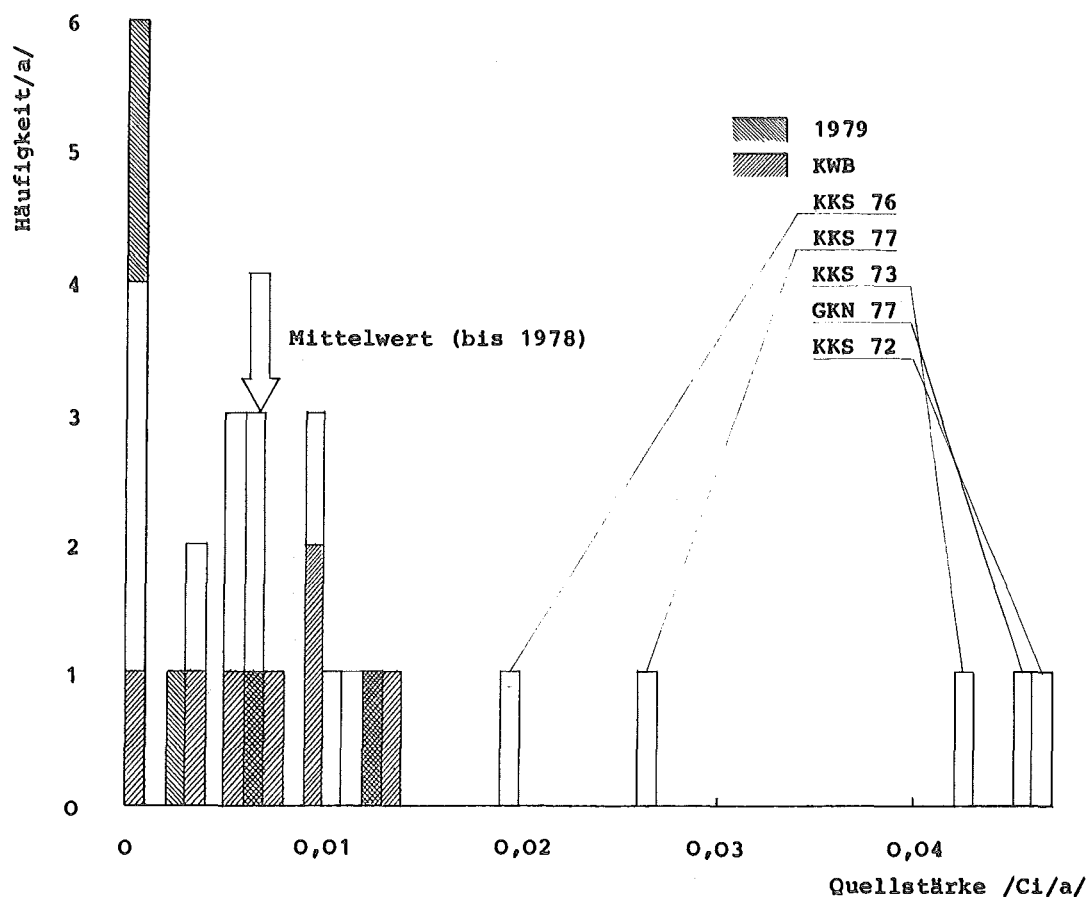


Abb. 4.1 Häufigkeitsverteilung der J 131-Emissionswerte der DWR KWB, KKS, KWO und GKN von 1972 bis 1979

Diese geringe Streuung ist um so bemerkenswerter, als sich für die entsprechenden Werte der DWR KWB, KKS, KWO und GKN in 23 Reaktorbetriebsjahren 12,7 mCi/a und die Standardabweichung 14,3 mCi/a, das sind 113 % rel., ergibt. Die größere Streuung ist durch die Ungleichartigkeiten bei den einzelnen Anlagen und insbesondere durch den weniger fortgeschrittenen Stand der Rückhaltetechnik bei den älteren bedingt, z.B. durch das alte KKS-Filterkonzept von 1974.

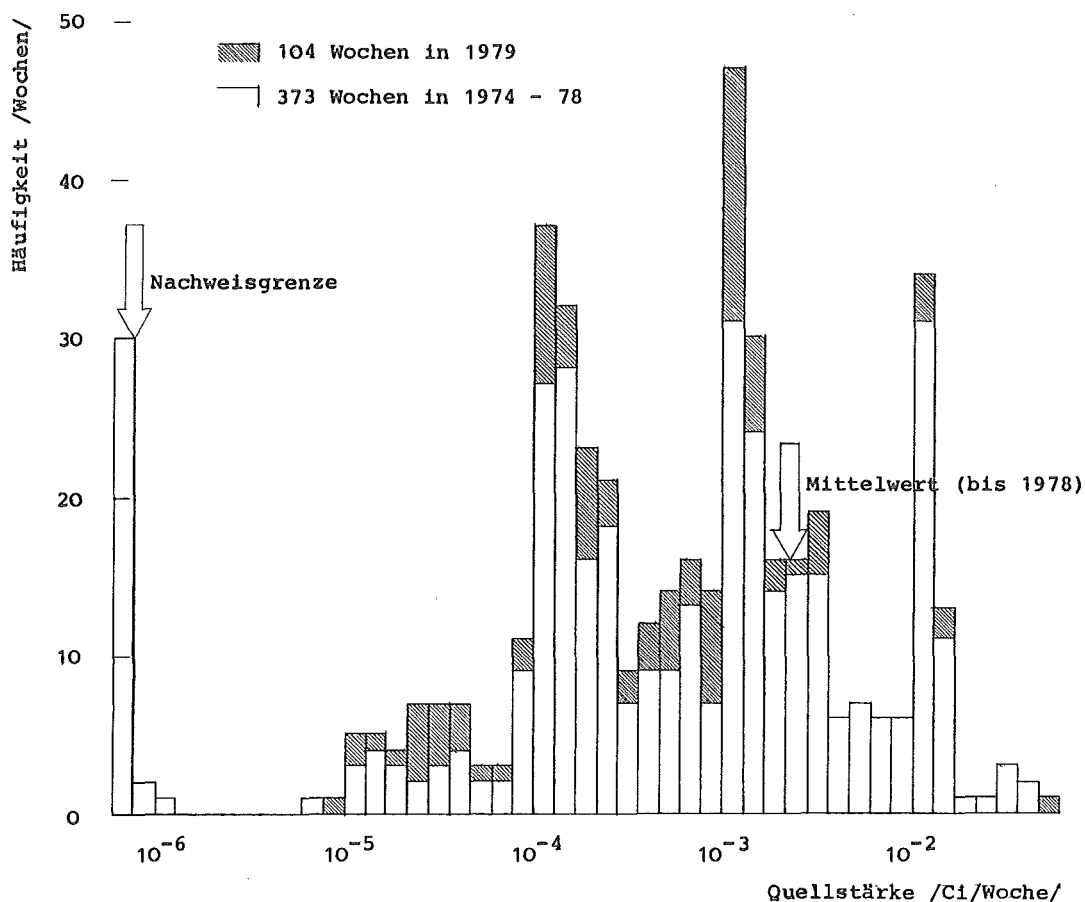


Abb. 4.2 Häufigkeitsverteilung der wöchentlichen Emissionswerte rad. Stoffe außer H 3 mit dem Abwasser

Die Menge der wöchentlich mit dem Abwasser emittierten Radionuklide ist gegenüber den Anfangswerten nach Inbetriebnahme von KWB um bisher eine Größenordnung gesunken und kann sich daher noch nicht in eine Normalverteilung einordnen. Abb. 4.2 zeigt aber, daß trotzdem schon ein ausreichend repräsentativer Mittelwert gebildet werden kann, 0,19 Ci/a und formal die Standardabweichung 0,11 Ci/a, das sind 60 % rel.. Wenn bei den Betriebsabläufen zyklisch wiederkehrende und störfallbedingt rein stochastisch auftretende Vorgänge unterschieden werden, die jeweils zu signifikanten Emissionen

führen, werden sich nach entsprechender Dauer auch charakteristische Verhältnisse für die über die Betriebszyklen summierten Emissionswerte herausstellen. Wenn die Mittelung über Jahreswerte, die die Betriebszyklen repräsentieren, erfolgt, ergibt sich 0,18 Ci/a und für die Standardabweichung 0,12 Ci/a, 76 % rel..

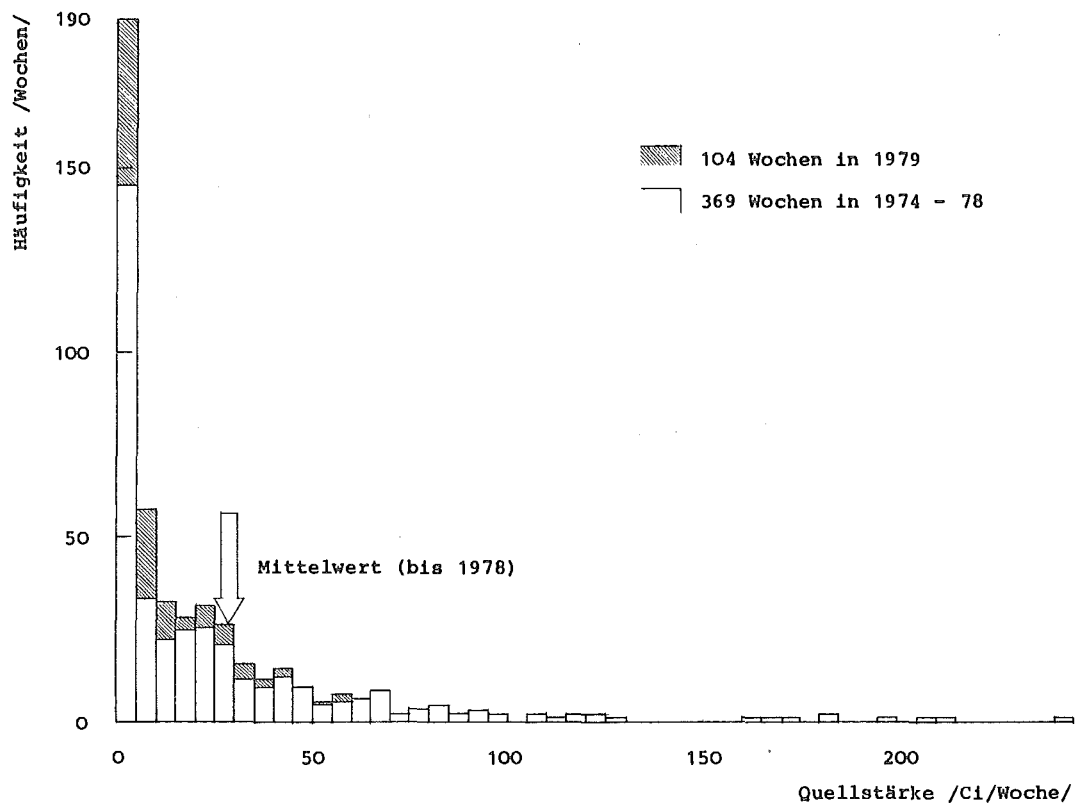


Abb. 4.3 Häufigkeitsverteilung der wöchentlichen Edelgas-Emissionswerte mit der Abluft

Abb. 4.3 illustriert anhand der Mengen der wöchentlich mit der Abluft emittierten Edelgase noch deutlicher, daß ein erheblicher Teil der Emission die Folge von mehr oder weniger großen Betriebsstörungen sind. Daher ist auch in größeren Beobachtungszeiträumen mit keiner Normalverteilung

zu rechnen. Trotzdem kommt es zu repräsentativen Mittelwerten, die sich, orientiert an den Betriebsabläufen und deren Zyklik, aus den Jahreswerten ergeben: Für die Edelgasemission von KWB 1.490 Ci/a mit einer Standardabweichung von 1.580 Ci/a, das sind 106 % rel. Um die durch die Emissionswerte repräsentierte radiologische Charakteristik in ihrer Auswirkung angemessen zu erfassen, ist die Berücksichtigung der Nuklidabhängigkeit bei den einzelnen Wirkungszusammenhängen eine notwendige Bedingung für die Verwendung realistischer Werte. Von besonderer Bedeutung ist das bei den Dosisfaktoren g_n , die sich für die einzelnen Nuklide insbesondere hinsichtlich der Belastungspfade um viele Größenordnungen unterscheiden (vgl. 4.2). In der Ausbreitung unterscheiden sich die Nuklide demgegenüber wesentlich weniger, am stärksten noch bei der internen Exposition, die überwiegend durch Aerosole verursacht werden, und dabei besonders im Transport in Nahrungsketten.

Bei ausreichend vorliegenden Emissionsdaten kann die Trennung von Spektrum und Quellstärke aufgegeben werden, die ohnehin nur zur Anwendung von Sicherheitszuschlägen erfolgt ist. Für jedes Radionuklid wird als signifikanter Teil einer charakteristischen Emissionsquelle der spezifische Beitrag zur Personendosis unter Berücksichtigung der Raumzeitabhängigkeit bei Ausbreitung und Nutzung berechnet. Da die Personendosis als Summe der sehr unterschiedlichen Nuklidbeiträge sich realistisch ausschließlich als Folge einer bestimmten Nuklidzusammensetzung ergibt, ist die Relevanz eines einzelnen und dessen Sensitivität nur vor dem Hintergrund der tatsächlich emittierten Nuklidzusammensetzung zu bewerten. Dadurch wird es möglich, nachzuweisen, daß einerseits die für die Prognosen bisher verwendeten Emissionswerte (vgl. 4.3) keineswegs alle zu berücksichtigenden Auswirkungen abdecken und daß andererseits aber das Gesamtbild der Wirkungszusammenhänge schließlich nur durch zwei bis drei relevante Nuklide bestimmt wird.

n	Q_n	D_{GK}/Q_n	D_L/Q_n	D_B/Q_n	D_h/Q_n	D_g/Q_n	D_β/Q_n	D_{SD}/Q_n
H 3	2,4 E+1	5,2 E-5			1,6 E-5	3,5 E-5		5,2 E-5
Ar 41	3	2,1 E-4	2,1 E-4				3,0 E-5	
Co 60	2,6 E-3	6,1 E-1	4,0 E-1	5,9 E-1	4,8 E-4	1,6 E-2	3,0 E-6	6,1 E-1
Kr 85 m	7,5	4,0 E-5	4,0 E-5				1,5 E-5	4,0 E-5
87	1,5	1,7 E-4	1,7 E-4				8,7 E-5	1,7 E-4
88	3	3,9 E-4	3,9 E-4				2,5 E-5	3,9 E-4
Sr 90	1,0 E-7	3,7			6,8 E-2	3,7		3,7
J 131	6,9 E-3	2,2 E-2	1,7 E-5	2,0 E-3	1,6 E-4	2,0 E-2	1,0 E-5	1,2 E+1
Xe 133 m	7,4 E+1	2,6 E-5	1,6 E-5				2,7 E-5	2,6 E-5
133	1,3 E+3	1,6 E-5	1,6 E-5				3,6 E-6	1,6 E-6
135	9,2 E+1	4,4 E-5	4,4 E-5				1,9 E-5	4,4 E-5
Cs 134	2,3 E-3	3,6 E-1	2,9 E-4	1,5 E-1	4,8 E-3	2,1 E-1	9,3 E-6	3,6 E-1
137	9,3 E-4	6,5 E-1	1,0 E-4	5,3 E-1	2,4 E-3	1,2 E-1	1,3 E-5	6,5 E-1

Tab. 4.1 Spezifische Dosiswerte für verschiedene Nuklide und Belastungspfade /mrem/Ci/

4.2 Nuklidparameter

Die unterschiedliche Auswirkung der einzelnen Radionuklide bei der Strahlenbelastung beruht im wesentlichen auf den Unterschieden in den Emissionsraten Q_n und den Ionisierungsdichten. Die Gegenüberstellung der jährlichen Emissionsraten für die wichtigsten Nuklide und die für KWB zugehörigen spezifischen Dosiswerte D_n/Q_n in Tab. 4.1 zeigt, daß sich die großen Unterschiede teilweise zwar weitgehend kompensieren, weil die Nuklide hoher spezifischer Dosis nur mit kleinen Raten an der Emission beteiligt sind, aber daß das Emissionsspektrum für die Dosis von alles überragender Bedeutung ist. Im einzelnen verbleiben noch erhebliche Unterschiede, vor allem zwischen den verschiedenen Expositionspfaden p. Daß die Edelgase nur über die Submersion beitragen, bedeutet für das Verfahren, da sich die spezifischen Dosen dabei immer noch um etwa 2 Größenordnungen unterscheiden, nur, wie wichtig die volle nuklidspezifische Durchrechnung ist.

D_g/Qg_g	Gesamt	Planzen	Gemüse	Milch	Fleisch
H 3	2.7 E-10	1.7 E-10	1.7 E-11	4.8 E-11	3.9 E-11
Co 60	2.6 E-9	1.5 E-9	1.5 E-10	8.0 E-11	8.6 E-10
Sr 90	4.1 E-9	3.6 E-9	3.6 E-10	1.3 E-10	6.3 E-11
J 131	2.6 E-9	1.3 E-9	1.3 E-10	1.1 E-9	4.0 E-11
Cs 134	3.0 E-9	1.5 E-9	1.5 E-10	1.1 E-9	2.6 E-10
Cs 137	3.9 E-9	2.0 E-9	2.0 E-10	1.4 E-9	3.1 E-10

Tab. 4.2 Spezifische Ingestionsdosiswirkungswerte für verschiedene Nuklide und Transferpfade bei KWB

Die Nuklidabhängigkeit der spezifischen Dosiswerte, die überwiegend auf der unterschiedlichen Ionisierungsdichte beruht, wird modellmäßig im Dosisfaktor g_n erfaßt. Tab. 4.2 zeigt, daß bei der Ingestion, wo die Nuklidabhängig-

keit auch noch erheblich durch den Transfer in Umwelt und Nahrungsketten bedingt wird, diese schon wesentlich geringer ist. Die Unterschiede zwischen den Pflanzentransferpfaden beruhen entsprechend /2/ hier nur auf dem durchschnittlich geringeren Verzehr von Blattgemüse. Eine weitere Differenzierung, die dann gravierend ist, ergibt sich erst durch die Berücksichtigung ortsabhängiger Nutzungsdaten (vgl. 6.1).

Die Nuklidparameter, die zu diesem Abhängigkeitsbild führen, entsprechen bis auf Ausnahmen / ,18/ dem bestehenden Entwicklungsstand /2,3/ und liegen den folgenden Ergebnissen zugrunde. Das gilt auch für die organspezifischen Unterschiede in den Dosisfaktoren g_{1n} . Wo es nicht besonders hervorzuheben ist, wird die Nuklidindizierung n zur leichteren Übersichtlichkeit im folgenden wieder weggelassen.

Angesichts der noch großen inhärenten Unsicherheiten in den Nuklidparametern und ihrer Relevanz für das Einzelrisiko, ist mit ihnen eine Beurteilung der Strahlenbelastung in der Umgebung kerntechnischer Anlagen nur durch die Berechnung der Personendosis und nicht der höchsten denkbaren Dosis sinnvoll. Gleichzeitig werden sie dadurch von ihrer überhöhten Bedeutung für das Gesamtrisiko entlastet.

4.3 Nuklidzusammensetzung

4.3.1 Emission mit der Abluft

Die Datenqualität der gemessenen Emissionswerte ist, seit KWB A und B am 05.12.1974 und 10.12.1976 erstmals volle Leistung erreicht hat, erheblich verbessert worden. Für die Edelgase, für die gleichzeitig eine Meßmethode zur kontinuierlichen Einzelnuklidbestimmung entwickelt worden ist /22, 23/, ist das von großer Bedeutung, da sie die höchsten Dosisbeiträge liefern. Für das jeweils erste

Betriebsjahr gibt es noch kein Edelgasspektrum und für Kr 85, trotz weiterer Verringerung der Nachweisgrenze, überhaupt noch keine Meßergebnisse. Die Zusammenstellung der bisher gemessenen Emissionswerte für Edelgase in Tab. 4.3 zeigt, daß eine Reihe zuerst festgestellter Nuklide, insbesondere Kr 87 und Ar 41, später nicht mehr signifikant gefunden wurden und daß die charakteristischen Nuklide, insbesondere Xe 133, sich erst mit der Zeit deutlich herausstellten.

Spektr.	Biblis A			Biblis B		Mittel
	1976	1977	1978	1977	1978	
Ar 41	0,6	0,2	-	-	-	0,2
Lr 95	2,0	-	-	0,6	0,1	0,5
Kr 85	-	-	-	-	-	-
Kr 87	0,7	-	-	-	-	0,1
Kr 88	0,7	-	-	0,3	-	0,2
Kr 89	-	-	-	-	-	-
Xe 133 m	3,0	0,7	0,6	8,7	11,6	4,9
Xe 133	80,0	95,5	94,6	84,2	85,0	87,9
Xe 135 m	0,4	0,2	-	0,1	-	0,1
Xe 135	13,0	3,2	4,8	6,1	3,3	6,1
Xe 137	-	0,2	-	-	-	0
Quellst.	1150	100	360	4070	1760	1490

Tab. 4.3 Gemessene Emissionswerte für Edelgase (Nuklid-spektrum /%/ , Gesamtquellstärke /Ci/a/).

Zum Vergleich mit den bei anderen Untersuchungen verwendeten Daten /2, 3, 7, 12, 21/ werden die Spektren getrennt von den Quellstärken einander gegenübergestellt. Diese Trennung erfolgt hier nur formal, da sie, soweit sie überhaupt sinnvoll ist, wie im folgenden gezeigt wird, sofort aufgegeben werden muß, sobald erste

Meßwerte vorliegen. Sie ist physikalisch weder notwendig noch hinreichend und geht lediglich auf die Erfordernisse zurück, einerseits einen Antrag auf zu genehmigende höchstzulässige Emissionswerte stellen und andererseits eine Prüfung ihrer Einhaltung unter hinreichenden Grenzen durchführen zu müssen. Beides führt zur Annahme möglichst hoher Werte und dies zur Abtrennung der sonst nicht weiter zu erhöhenden Quellstärke. Da dies nicht ohne einschneidende Spektralverschiebungen geht, ergeben sich zwangsläufig erhebliche, unüberschaubare Veränderungen der Wirkungszusammenhänge (vgl. 4.4).

Spektr.	SSK	GRS	TÜV	KWU	KWB
Ar 41					0,2
Kr 88 m		2			
Kr 85 m	2	8	7	1	0,5
Kr 85	2	2	0,5	20	-
Kr 87	1	9	10	1	0,1
Kr 88	2,5	17	17	2	0,2
Kr 89	0	1			-
Xe 131 m	2		0,5	0,5	
Xe 133 m		0,5		1	4,9
Xe 133	80	19	31	64	87,9
Xe 135 m	0	2		0	0,1
Xe 135	10	32	35	10	6,1
Xe 137	0	1,5			0
Xe 138	0,5	6		0,5	-
Quellst.		36000	45000	90000	1490

Tab. 4.4 Vergleich der bei verschiedenen Untersuchungen angenommenen Emissionswerte für Edelgase mit dem gemessenen (Nuklidspektrum /%/ , Gesamtquellstärke /Ci/a/).

Mit der Zielsetzung, die höchste denkbare Dosis zu bestimmen, sind, wie Tab. 4.4 zeigt, vor allem für Nuklide mit hohen spezifischen Dosiswerten (vgl. Tab. 4.1) entsprechend hohe Emissionswerte verwendet worden, insbesondere für Kr und Xe 135.

Die Zusammenstellung der in der Abluft auftretenden festen Radionuklide mit $T_{1/2} > 8$ d in Tab. 4.5 zeigt ebenfalls, daß früher gefundene Nuklide teilweise später nicht mehr signifikant festgestellt werden können, und daß die charakteristischen, insbesondere Co 60 und Cs 137, zunehmend deutlicher gemessen werden.

Spektr.	Block A				Block B			Mittel
	1975	1976	1977	1978	1976	1977	1978	
Cr 51	-	-	23,4	-	-	20,7	-	6,3
Mn 54	1,5	1,6	10,0	-	-	10,5	-	3,4
Fe 59	-	1,2	2,3	-	63,4	5,6	-	10,4
Co 58	2,1	16,2	4,7	-	1,0	10,8	-	5,0
Co 60	42,8	38,3	22,1	71,3	14,7	6,4	100,0	42,2
Nb 95	-	0,3	-	-	-	-	-	0
Te 99 m	-	-	-	-	11,0	-	-	1,6
Te 123 m	-	7,2	-	-	2,4	-	-	1,4
Sb 124	1,5	30,4	10,4	-	3,0	30,7	-	12,1
Sb 125	-	-	-	-	1,2	-	-	0,2
Cs 134	0,2	0,5	7,4	-	-	2,2	-	1,5
Cs 137	46,9	3,8	10,7	28,7	3,3	13,1	-	15,2
La 140	4,9	-	28,7	-	-	-	-	0,7
Quellst.	6,1	28,0	1,5	0,01	2,3	4,1	0,02	6,0

Tab. 4.5 Gemessene Emissionswerte für Aerosole ($T_{1/2} > 8$ d)
(Nuklidspektrum /%/ , Gesamtquellstärke /mCi/a/)

Der Vergleich mit den bei anderen Untersuchungen verwendeten Werten in Tab. 4.6 verdeutlicht das Verfahren zur Bestimmung der höchsten denkbaren Dosis, besonders am Sr 90 und Pu 239, die beide bei niedrigsten Nachweisgrenzen bei KWB nie festgestellt werden konnten. Wegen der kleinen Gesamtquellstärke liegen die bei KWU /21/ angenommenen Werte mit Ausnahme von Cs zu niedrig.

Spektr.	SSK	GRS	TÜV	KWU	KWB
Cr 51					6,3
Mn 54				0,2	3,4
Fe 59				0,2	10,4
Co 58	25	25	25	2	5
Co 60	35	35	35	0,6	42,2
Sr 90	1	1 (2)	1 (10)	0,1	
Zr 95				0,4	
Te 99 m					1,6
Te 123 m					1,4
Sb 124					12,1
Cs 134	10	10	10	37,5	1,5
Cs 137	25	25	25	56,9	15,2
La 140					0,7
Ce 144	4	4	4		
Pu	0,02	0,02	0,02		
Quellst.		0,1	3,25	0,002	0,006

Tab. 4.6 Vergleich der bei verschiedenen Untersuchungen angenommenen Emissionswerte für Aerosole ($T_{1/2} > 8$ d) mit dem gemessenen Nuklidspektrum $\%/$, Gesamtquellstärke $/Ci/a/$.

Die in Tab. 4.7 zusammengestellten kurzlebigen Feststoffe können wegen zu geringer Aktivitätskonzentration in der Abluft praktisch kaum gemessen werden und sind deshalb, aber auch, weil sie bis zum Erreichen möglicher-

weise betroffener Personen zerfallen sind, ohne radiologische Bedeutung. Die bei den anderen Untersuchungen verwendeten Werte in Tab. 4.8 gehen unter der Annahme entsprechender Undichtigkeiten des Primärkreises und der Verzögerungs- und Rückhalteeinrichtungen von der Aktivitätszusammensetzung im Primärkühlmittel aus.

Spektr.	Block A				Block B			Mittel
	1975	1976	1977	1978	1976	1977	1978	
Na 24	1,8							1,8
Mn 56	9,5							9,5
J 131	33,6							33,6
J 133	1,8							1,8
J 134	48,3							48,3
J 135	5,3							5,3
mCi/a	47	76	8,4	5,5	37	43	5,1	32

Tab. 4.7 Gemessene Emissionswerte für Aerosole ($T_{1/2} < 8$ d)

Spektr.	SSK	GRS	TÜV	KWU	KWB
Na 24					1,4
Mn 56					7,3
Rb 88		18		7	
Rb 89		23			
J 132		0,05	19	14	25,8
J 133		0,05	25	27,5	1,4
J 134		0,05	25	12,5	36,9
J 135		0,07	26	26	4,1
Cs 138		59		7,5	
Quellst.		100	16	1,75	0,03

Tab. 4.8 Vergleich der bei verschiedenen Untersuchungen angenommenen Emissionswerte für Aerosole ($T_{1/2} < 8$ d) mit dem gemessenen (Nuklidspektrum /%/ , Gesamt-quellstärke /Ci/a/)

	Block A				Block B			Mittel
	1975	1976	1977	1978	1976	1977	1978	
mCi/a	4,9	13,1	4,8	9,1	9,7	3,4	7,3	6,8

Tab. 4.9 Gemessene Emissionswerte für J 131

Wegen seiner hohen radiologischen Bedeutung für die Schilddrüsendosis (vgl. Tab. 4.1) ist die J 131-Emission von Anfang an sehr genau, mit einer Nachweisgrenze von 10^{-14} Ci/m³ bestimmt worden.

	SSK	GRS	TÜV	KWU	KRB
mCi/a		70	695	100	6,8

Tab. 4.10 Vergleich der bei verschiedenen Untersuchungen angenommenen Emissionswerte für J 131 mit dem gemessenen.

Der Vergleich der Meßwerte in Tab. 4.9 mit den bei anderen Untersuchungen verwendeten Werten in Tab. 4.10 zeigt, daß die Überschätzung hier so uneinheitlich wie bei den langlebigen Feststoffen (vgl. Tab. 4.6) aber nur in der Größenordnung wie bei den Edelgasen (vgl. Tab. 4.4) erfolgt.

	Block A		Block B		Mittel
	1977	1978	1977	1978	
Ci/a	16,4	51,2	17,9	10,7	24,1

Tab. 4.11 Gemessene Emissionswerte für H 3

Für die Emission von H 3 liegen weniger Meßwerte vor. Bei den anderen Untersuchungen ist die H 3-Emission mit der Ablaft nicht berücksichtigt. Für C 14 liegen noch keine Meßwerte vor.

4.3.2 Emission mit dem Abwasser

Bei den Daten für die mit dem Abwasser emittierten Radionuklide ist der Einfluß der Verbesserungen der Meßmethoden von untergeordneter Bedeutung. Mit einem Gleichgewichtszustand für die Emission ist auch nach mehreren Jahren, dem Austausch des gesamten Kerns, nicht zu rechnen, weil die Zunahme der beim Betrieb zwangsläufig entstehenden

Spekr.	Block A				Block B			Mittel
	1975	1976	1977	1978	1976	1977	1978	
Cr 51	-	-	0,1	0,2	0,5	-	0,8	0,2
Mn 54	0	0,7	0,2	1,9	-	-	0,1	0,4
Co 58	9,7	10,0	15,4	10,0	9,6	4,1	2,5	8,8
Co 60	2,0	19,0	9,8	37,1	1,7	2,0	1,6	10,5
Sr 89	0	0,1	0	0,5	0	0,1	0,6	0,2
Sr 90	0	0,01	0	0,04	0	-	0,1	0,02
Zr 95	-	-	-	0,9	-	-	2,2	0,4
Nb 95	-	-	0	0	-	-	5,3	1,3
Ru 103	-	-	-	1,0	-	-	2,1	0,4
Ag 110 m	-	-	0,4	0,4	-	-	0,4	0,2
Sb 122	0,3	-	-	-	34,4	-	-	5,0
Sb 124	77,6	49,1	49,5	19,3	44,7	67,0	22,4	47,1
Te 123 m	-	0,5	0,4	2,5	-	-	2,2	0,8
Te 129 m	-	-	-	0,2	-	-	3,4	0,5
J 131	4,1	0,7	-	3,6	7,9	15,4	2,2	4,8
Cs 134	4,5	6,0	6,3	4,1	-	3,3	14,7	5,6
Cs 137	1,7	14,0	17,9	13,4	1,2	8,2	36,1	13,2
Ce 141	-	-	-	0,4	-	-	0,7	0,2
Ce 144	-	-	-	0,6	-	-	2,4	0,4
Quellst.	0,39	0,20	0,13	0,10	0,29	0,03	0,12	0,18
H 3	106	319	180	345	22	155	401	218

Tab. 4.12 Im Abwasser gemessene Emissionswerte (Nuklidspektrum /%/ , Gesamtquellstärke und H 3 /Ci/a/)

Folgeprodukte nicht nur durch Zerfall sondern auch durch Aktivierung bedingt ist. Wie insbesondere aus den Werten für Sb 124, Co 60 und Cs 137 in Tab. 4.12 hervorgeht, haben die Mittelwerte über 7 Betriebsjahre nicht für die Einzelnuklide, sondern nur für die Gesamtquellstärke und H 3 eine Aussagekraft, die mit der für die Edelgase vergleichbar ist.

Spektr.	SSK	GRS	TÜV	KWU	KWB
Cr 51		3,8		2,1	0,2
Mn 54		2,1		2,4	0,4
Co 58		25,9	19	22,8	8,8
Co 60	25	18,2	20	11,3	10,5
Zn 65			10		
Sr 89		0,2			0,2
Sr 90	1	0,2 (2)	1	0,2	0,02
Zr 95					0,4
Nb 95					1,3
Ru 103					0,4
Ag 110 m	20	0,3			0,2
Sb 122					5,0
Sb 124		2,2			47,1
Te 123					0,8
Te 129					0,5
J 131	15	5,4	10	11,7	4,8
Cs 134	20	13,9	16	11,6	5,6
Cs 137	19	25,9	24	25,4	13,2
Ce 141		0,9			0,2
Ce 144		0,7			0,4
Quellst.		5,0	10,0	2,0	0,18

Tab. 4.13 Vergleich der bei verschiedenen Untersuchungen angenommenen Emissionswerte für im Abwasser gelöste Nuklide mit den gemessenen (Nuklidspektrum %/, Gesamtquellstärke /Ci/a/)

Andererseits kann im folgenden aber gezeigt werden, daß die einzelnen Nuklide außer H 3 für die Beurteilung der Emission mit dem Abwasser praktisch keine Bedeutung haben (vgl. 4.23). Da die Gleichgewichtsfrage auch in allen anderen Fällen noch weiter zu untersuchen ist, wird es sich als notwendig erweisen, jährlich die Belastung zu bestimmen, wobei langfristige spektrale Verschiebungen dann ohnehin in allen Einzelheiten erfaßt werden.

Die bei anderen Untersuchungen /2,3,7,12,21/ verwendeten Daten in Tab. 4.13 sind beim Abwasser ebenso durch möglichst hohe radioökologische Wertigkeit gekennzeichnet.

4.3.3 Dosisbeiträge der einzelnen Nuklide

Zur Beurteilung der Emissionswerte wird die jeweils daraus resultierende Belastung festgestellt. Da es dabei zunächst allein um den Einfluß der Nuklidzusammensetzung geht, werden die Spektren, die den verschiedenen Untersuchungen zugrundeliegen, zum Vergleich auf eine gemeinsame Gesamtquellstärke normiert, zunächst einfach auf die mittleren Meßwerte (vgl. Tab. 4.3 bis 4.13).

	SSK	GRS	TÜV	KWU	KWB
D _L	94	99	98	93	89
D _B	4	1	1	5	7
D _h	0	0	0	0	1
D _g	1	0	0	2	3
D _{GK} /D _{GK} KWB	1,5	5,6	5,0	1,3	1,0

Tab. 4.14 Beiträge /%/ über die einzelnen Belastungspfade zur Ganzkörperdosis bei verschiedenen Abluft-Emissionspektren und Verhältnis zum Gemessenen

Der Vergleich der in Tab. 4.14 zusammengestellten relativen Dosiswerte für die einzelnen Belastungspfade, die über die Abluft zur Ganzkörperdosis führen, ergibt sofort einen Überblick über die spektral bedingten Unterschiede. Die γ -Submersionsdosis wird durch die Emissionsspektren aller anderen Untersuchungen stark überschätzt, insbesondere bei GRS /12/ und TÜV /7/. Obwohl die internen Belastungspfade nahezu ebenso stark unterschätzt werden, ergeben sich wegen der alles überragenden γ -Submersionsdosiswirkungen insgesamt große Überschätzungen der Ganzkörperdosis, bei GRS um den Faktor 5,6 und bei TÜV um 5.

	Edelg.	Aerosole		J 131	H 3
		$T_{1/2} > 8d$	$T_{1/2} < 8d$		
Q_{zul}	45000	2	60	0,35	800
Q_{real}	1490	0,006	0,023	0,0069	24
Q_{zul}/Q_{real}	30	330	2600	50	33

Tab. 4.15 Gemessene und höchstzulässig genehmigte Gesamtquellstärken /Ci/a/ für die Emission mit der Abluft

Zur spektral bedingten kommt noch die durch die Überhöhung der Gesamtquellstärke bewirkte Überschätzung hinzu, die bei den einzelnen Untersuchungen jedoch verschieden groß ist (vgl. Tab. 4.3 bis 4.13). Die dadurch hervorgerufenen Unterschiede werden deutlich, wenn die Normierung der Gesamtquellstärken auf die in Tab. 4.15 zusammengestellten Werte erfolgt, die den höchstzulässig genehmigten entsprechen. Die Größe der Verhältnisse Q_{zul}/Q_{real} und ihrer Unterschiedlichkeit illustriert einen wichtigen Aspekt der Aufgabestellung (vgl. 1.2) für das pragmatisch sich ausschließlich auf Realwerte stützende Konzept der Personendosis, so daß von der Notwendigkeit solcher pauschaler Festlegungen abgegangen werden kann.

	SSK	GRS	TÜV	KWU	KWB
D_L	60	85	85	53	51
D_B	31	12	13	32	40
D_h	1	0	0	1	1
D_g	8	3	2	15	5
$D_{GK}/D_{GK \text{ KWB}}$	1,4	3,7	3,4	1,3	1,0
$D_{GK}/D_{GK \text{ KWBreal}}$	72	193	176	69	53

Tab. 4.16 Beiträge /%/ der einzelnen Belastungspfade zur Ganzkörperdosis bei verschiedenen Abluft-Emissionsspektren und Gesamtquellstärken und Verhältnis zum Gemessenen

Der Mangel an Zwangsläufigkeit dabei wird insbesondere durch die in Tab. 4.16 aufgeführten resultierenden Dosiswerte offenbar. Die Unterschätzungen der Bodenstrahlung und Ingestion sind weitgehend kompensiert und die spektral bedingten Differenzen insgesamt geringer, weil durch die überproportionale Erhöhung der langlebigen Aerosole nicht mehr nur die γ -Submersion überschätzt wird. Die Verhältnisse haben sich von den realen jedoch noch weiter entfernt, jetzt auch bei der γ -Submersion. Die Ursachen der Unterschiede können erst bei der folgenden nuklidspezifischen Betrachtung festgestellt werden. Die Größe der bis zum Faktor 193 gehenden Überschätzung der Ganzkörperdosis gibt einen Hinweis auf die durch die Quellstärke bedingte Größe des Sicherheitsabstands, ist aber für eine weitere Analyse nicht geeignet.

	SSK	GRS	TÜV	KWU	KWB
Kr	40	76	81	39	5
Kr 88	32	57	62	30	4
Xe	60	24	19	60	92
Xe 133	42	3	5	40	73
andere	0	0	0	0	2
D_L/D_L KWB	1,6	6,2	5,5	1,4	1,0

Tab. 4.17 Nuklidbeiträge /%/ zur γ -Submersionsdosis bei verschiedenen Abluft-Emissionsspektren und Verhältnis zum Gemessenen

Bei der Analyse der in Tab. 4.17 zusammengestellten Beiträge der einzelnen Nuklide zur γ -Submersion ergibt sich, daß die Überschätzung, die bei den bisherigen Untersuchungen bis über den Faktor 6 hinausgeht, auf der Überschätzung von Kr, insbesondere Kr 88, und Unterschätzung von Xe, insbesondere Xe 133, beruht. Die spezifische γ -Submersionsdosis von Kr 88 ist mehr als eine Größenordnung höher als die von Xe 133 (vgl. Tab. 4.18).

	SSK	GRS	TÜV	KWU	KWB
Co 60	58	58	58		74
Cs 134	4	4	4	16	
Cs 137	37	37	37	83	24
andere	4	4	4	1	2
D_B/D_B KWB	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0

Tab. 4.18 Nuklidbeiträge /%/ zur Bodenstrahlungsdosis bei verschiedenen Abluft-Emissionsspektren und Verhältnis zum Gemessenen

	SSK	GRS	TÜV	KWU	KWB
H 3	0	0	0	0	98
Sr 90	15	17	16	2	0
Cs	23	26	25	94	1
Pu 239	42	48	46	0	0
andere	20	9	13	4	1
D_h/D_h KWB	0,06	0,06	0,07	0,05	1,0

Tab. 4.19 Nuklidbeiträge /%/ zur Inhalationsdosis bei verschiedenen Abluft-Emissionsspektren und Verhältnis zum Gemessenen

Die in Tab. 4.19 zusammengestellten Beiträge zur Inhalation zeigen besonders deutlich, daß selbst kleine Abweichungen in den unterstellten Spektren zu großen Fehleinschätzungen führen können, auch dann, wenn die Hinzunahme von Nukliden besonders hoher spezifischer Dosis zur Sicherheit gerade das zu vermeiden gehabt hätte. Während die Inhalationsdosis bei den anderen Untersuchungen durch Pu 239, Cs und Sr 90, alles Feststoffe höchster spezifischer Dosis, bestimmt wird, wird es das in Wirklichkeit allein durch H 3, obwohl dieses ein um Größenordnungen geringeren spezifischen Dosiswert besitzt (vgl. Tab. 4.1). Die dadurch bedingte Unterschätzung ist so groß, daß die Inhalationsdosis, selbst wenn die den höchstzulässig genehmigten Grenzwerten entsprechenden Quellstärken in Tab. 4.15 zugrundegelegt werden, immer noch um den Faktor 2 unterschätzt wird.

Beim Beitrag der Inhalation zur Schilddrüsendosis sind die Verhältnisse noch weiter verschoben, weil dieser nur noch zu 34 % auf H 3 aber zu 60 % auf J 131 beruht und J 131 bei den anderen Untersuchungen unterschätzt wird.

Bei der durch Inhalation hervorgerufenen Schilddrüsendosis sind die Verhältnisse weniger verschoben, weil H 3 hier nur 34 % beiträgt und die Auswirkung für die durch andere Nuklide bedingten Unterschiede wegen des hohen J 131-Beitrags begrenzt ist.

	SSK	GRS	TÜV	KWU	KWB
Pflanzen	65	65	65	51	56
Gemüse	7	7	6	5	6
Milch	21	21	22	36	25
Fleisch	7	7	7	8	13
D_g/D_g KWB	0,5	0,5	0,5	0,8	1,0

Tab. 4.20 Beiträge /%/ der einzelnen Transferpfade zur Ingestionsdosis bei verschiedenen Abluft-Emissionspektren und Verhältnis zum Gemessenen

Die Spektralabhängigkeit der in Tab. 4.20 aufgeführten Dosisbeiträge, die über die einzelnen Nahrungsmittelpfade zur Ingestion führen, ist weniger ausgeprägt. Dabei kompensieren sich allerdings auch Unterschiede bei Transfer und Emission (vgl. Tab. 4.2). Die Unterschiede zwischen den einzelnen Pfaden sind wegen der stärkeren Nutzungssensitivität größer. Das Verhältnis zwischen Nichtblattgemüse und Blattgemüse wird ausschließlich durch die durchschnittliche Verzehrmenge bestimmt. Die Unterschätzung des Fleischpfades bei den bisherigen Untersuchungen ist eine Folge der Unterschätzung der Co 60-Emission und die Überschätzung des Milchpfades durch KWU eine Folge der Cs-Überschätzung (vgl. Tab. 4.21).

Bei der Schilddrüsendosis ist die Spektralabhängigkeit wesentlich stärker, weil der Einfluß von J 131 den aller anderen Wirkungszusammenhänge übertrifft.

	SSK	GRS	TÜV	KWU	KWB
H 3	0	0	0	0	78
Co 60	6	6	6	0	4
Sr 90	36	36	35	2	
J 131	9	9	9	2	5
Cs	49	49	48	96	12
andere	0	0	0	0	1
D_g/D_g KWB	0,5	0,5	0,5	0,8	1,0

Tab. 4.21 Nuklidbeiträge /%/ zur Ingestionsdosis bei verschiedenen Abluft-Emissionsspektren und Verhältnis zum Gemessenen

Da die Ingestion entsprechend den spezifischen Dosiswerten (vgl. Tab. 4.2) nur durch ganz wenige Nichtedelgase bestimmt wird, bestehen für die Prognose dieselben Schwierigkeiten wie bei der Inhalation. Wie aus den in Tab. 4.21 zusammengestellten Nuklidbeiträgen hervorgeht, wird die Ingestionsdosis bei den bisherigen Untersuchungen stark unterschätzt. Die Emission von Cs, das 50 statt in Wirklichkeit nur 12 %, und die von Sr 90, das auch fast 40 % beiträgt, aber bei KWB nie gemessen wurde, ist viel zu hoch angenommen worden. In Wirklichkeit ist die Ingestionsdosis zu 78 % eine Folge der H 3-Emission und trotz der um fast eine Größenordnung geringeren spezifischen Dosis (vgl. Tab. 4.2) um den Faktor 3 größer.

Zur Beurteilung der Emissionswerte beim Abwasser ist nur die Ingestion zu betrachten, da über andere Pfade, insbesondere durch externe Bestrahlung, dabei kein weiterer Beitrag zur Ganzkörperdosis entsteht.

Um den Einfluß der Nuklidzusammensetzung feststellen zu können, wird vom Vergleich der den bisherigen Untersuchungen zugrundegelegten Emissionsraten ausgegangen, die in Tab. 4.13

zusammengestellt sind. Die Spektren werden dazu wie in Tab. 4.1 auf die gemeinsamen Quellstärken normiert, die sich aus der Mittelung der Meßwerte ergeben, 218 Ci/a für H 3 und 0,18 Ci/a für alle anderen Radionuklide.

Die Dosisbeiträge, die über die einzelnen Nahrungsmittelpfade zur Ingestion führen, zeigen keine signifikante Spektralabhängigkeit und sind praktisch allein durch die Nutzungsintensität bestimmt, so daß z.B. über das Trinkwasser 40 % und die berechneten Pflanzen 30 % transferiert werden.

	SSK	GRS	TÜV	KWU	KWB
H 3	58	65	58	65	81
Sr 90	11	2	11	2	0
Cs 134	21	16	17	15	8
137	10	15	12	16	9
andere	1	2	2	2	2
$D_g/D_g \text{ KWB}$	1,4	1,2	1,4	1,2	1,0

Tab. 4.22 Nuklidbeiträge /%/ zur Ingestionsdosis bei verschiedenen Abwasser-Emissionsspektren und Verhältnis zum Gemessenen

Die in Tab. 4.22 zusammengestellten Nuklidbeiträge bieten für die Ingestion auch bei Kontamination über das Abwasser dasselbe Bild wie bei der Abluft. Die Ergebnisse mit den Spektren der anderen Untersuchungen unterscheiden sich von denen mit dem gemessenen nur deshalb nicht so stark wie bei der Abluft, weil die für den Vergleich unumgängliche Normierung in allen Fällen zum gleichen H 3-Beitrag führt und H 3 beim Abwasser in noch stärkerem Maße das relevante Nuklid

ist. Die Abweichungen, die durch die beim Abwasser ebenso zu hoch unterstellten Emissionen von Sr 90 und Cs entstehen, sind vergleichbar groß, führen aber trotzdem nur zu einer stark verminderten Erhöhung der Dosisbelastung.

4.4 Relevante Nuklide

Die Analyse der Emissionsdaten ergibt, daß gegenüber den bei den bisherigen Untersuchungen verwendeten Werten zwei fundamentale Unterschiede bestehen. 1. Die Quellstärken aller Nuklide sind erheblich geringer, so daß für den Sicherheitsabstand ein Faktor von 100 bis 200 gegeben ist. 2. Mit einer Ausnahme sind die Quellstärken so viel kleiner, daß sich alle anderen Nuklide von sekundärer Bedeutung erweisen. Das bedeutet, daß die Emission im wesentlichen nur durch ein relevantes Nuklid bestimmt wird.

Von sekundärer Bedeutung ist insbesondere Kr 88, das bei den bisherigen Untersuchungen, wie aus Abb. 4.4 hervorgeht, in einem breiten Spektrum aufgrund seines hohen spezifischen Dosiswerts das Primat einnahm.

	SSK	GRS	TÜV	KWU	KWB
D/D_{KWB}	13	87	83	10	1
D/D_{ges}	0,30	0,30	0,61	0,28	0,04
$(D/D_{KWB})_{zul}$	367	2570	2530		30
$(D/D_{ges})_{zul}$	0,17	0,49	0,52		0,02

Tab. 4.23 Verhältnis der Kr 88-Dosis bei verschiedenen Abluft-Emissionsspektren und -quellstärken zum gemessenen und zur jeweiligen Gesamtdosis

Die in Tab. 4.23 zusammengestellten Verhältnisse der Kr 88-Dosis zeigen, daß sie bei den anderen Untersuchungen spektral

bedingt bis zum Faktor 87 größer ist. Gleichzeitig steigt ihr Anteil an der Gesamtdosis bis zu 61 %, dem 15-fachen gegenüber den tatsächlichen Verhältnissen, wo sie nur 4 % ausmacht. Die durch den Übergang auf die höchstzulässig genehmigten Emissionswerte bewirkte Erhöhung beträgt spektral unabhängig das 30-fache (vgl. Tab. 4.15). Während der Anteil an der Gesamtdosis dabei mit dem tatsächlichen Spektrum weiter auf 2 % zurückgeht, behält er bei den anderen Untersuchungen, insbesondere bei TÜV und GRS seine überhöhte Größe.

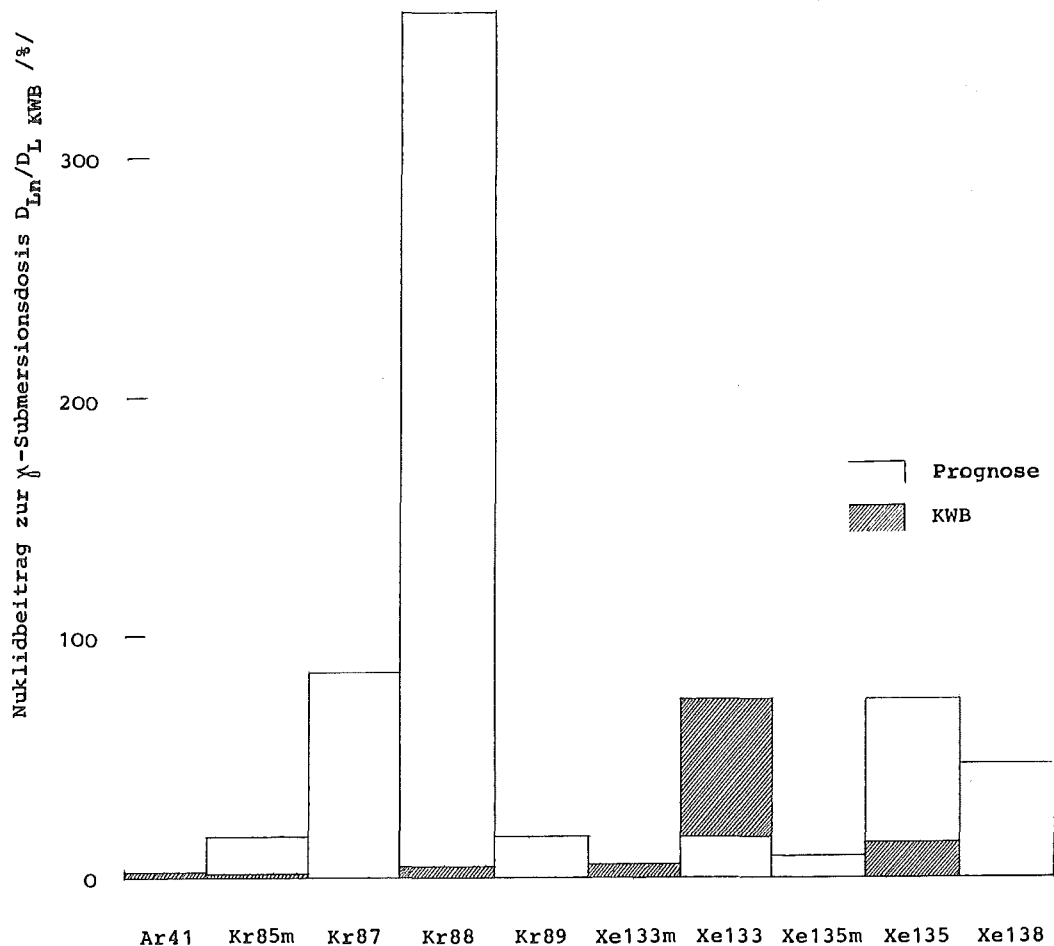


Abb. 4.4 Beiträge der einzelnen Nuklide zur γ -Submersionsdosis bei verschiedenen Emissionspektren

	SSK	GRS	TÜV	KWU	KWB
D/D_{KWB}	0,92	0,22	0,35	0,74	1
D/D_{ges}	0,40	0,03	0,05	0,37	0,65
$(D/D_{KWB})_{zul}$	28	7	11		30
$(D/D_{ges})_{zul}$	0,25	0,02	0,04		0,38

Tab. 4.24 Verhältnis der Xe 133-Dosis bei verschiedenen Abluft-Emissionsspektren zum gemessenen und zur jeweiligen Gesamtdosis

Die analogen Werte für Xe 133 in Tab. 4.24 zeigen, daß die Dosis in diesem Fall mit den bei den anderen Untersuchungen verwendeten Spektren bis zum Faktor 5 unterschätzt wird. Auch für den Xe 133-Anteil an der Gesamtdosis ergeben sich viel kleinere Werte, bei GRS nur 3 %, den 20sten Teil des tatsächlichen Anteils von 65 %. Erst durch die mit dem Übergang auf die höchstzulässig genehmigten Emissionswerte verbundene Erhöhung um den Faktor 30 wird die Unterschätzung durch die anderen Spektren kompensiert. Da alle Nuklide maximal mit nur wenigen Prozent an der Gesamtganzkörperdosis beteiligt sind, wird die tatsächliche Emission im wesentlichen allein durch Xe 133 als relevantem Nuklid bestimmt.

	SSK	GRS	TÜV	KWU	KWB
D/D_{KWB}	1,5	5,6	5	1,3	1
D_{zul}/D_{KWB}	72	193	176	69	53
D_{zul}/D	48	34	35	53	53

Tab. 4.25 Verhältnis der Ganzkörperdosis bei verschiedenen Abluft-Emissionsspektren zum gemessenen

Die gegenüber den Meßwerten bei den bisherigen Untersuchungen zu hoch angenommenen Emissionsraten wirken sich bei den anderen Nukliden teilweise auch wegen der geringeren spezifischen Dosiswerte nicht so stark wie für Kr 88 aus. Relativ hohe Beiträge liefern noch Xe 135 und Kr 87. Insgesamt ergibt sich für die Ganzkörperdosis tatsächlich ein weit kleinerer Wert. Demgegenüber liegen die in Tab. 4.25 zusammengestellte Ergebnisse mit den bei den anderen Untersuchungen verwendeten Emissionsraten spektral bedingt bis zum Faktor 5,6 höher und als Folge der Erhöhung der Quellstärken bis zum Faktor 48. Dabei ist die Wirkung der Quellstärkenenerhöhung (vgl. Tab. 4.15) bei hohem Spektraleffekt deutlich gemindert. Die mit der Unterstellung hoher Emissionswerte beabsichtigte Anwendung von Sicherheitszuschlägen kommt also nicht nur stark verändert sondern auch nur in Bruchteilen zum Tragen.

	SSK	GRS	TÜV	KWU	KWB
Kr 88	18	47	50	15	2
Kr _{ges}	22	63	65	19	2
Xe 133	23	2	4	20	32
J 131	42	16	18	44	52
andere	13	19	13	17	14
$D_{SD}/D_{SD \text{ KWB}}$	1,3	3,2	2,9	1,2	1,0

Tab. 4.26 Nuklidbeiträge /%/ zur Schilddrüsendosis bei verschiedenen Abluft-Emissionsspektren und Verhältnis zum Gemessenen

Die Schilddrüsendosis wird, wie die in Tab. 4.26 zusammengestellten Werte zeigen, neben Xe 133 vor allem durch J 131 als hinzukommenden relevantem Nuklid bestimmt. Die spektralbedingte Überschätzung bei den anderen Untersuchungen erreicht

höchstens noch die Hälfte der Ganzkörperdosis und beruht praktisch nur noch auf der der Kr-Emission. Beim Übergang auf die höchstzulässig genehmigten Quellstärken ergeben sich Erhöhungen in der gleichen Größenordnung wie bei der Ganzkörperdosis. Die Auswirkung der Sicherheitszuschläge ist bei der Schilddrüsendosis, weil die spektralbedingten Differenzen noch mehr auf nicht relevanten Nukliden beruhen, noch stärker gemindert.

	SSK	GRS	TÜV	KWU	KWB
Kr 88	27	48	54	23	3
Kr _{ges}	36	71	77	39	5
Xe 133	40	3	5	35	68
Xe _{ges}	59	23	22	56	87
andere	5	6	1	5	8
$D_{\beta}/D_{\beta \text{ KWB}}$	1,6	4,7	5,1	1,4	1,0

Tab. 4.27 Nuklidbeiträge /%/ zur Hautdosis bei verschiedenen Abluft-Emissionsspektren und Verhältnis zum Gemessenen

Die β -Submersion verhält sich, da sie auf ähnlichen Dosis-wirkungsbeziehungen beruht (vgl. Tab. 4.1), so wie die Belastungen über die anderen externen Pfade. Und da diese die Ganzkörperdosis überwiegend bestimmen, ergibt sich, wie die in Tab. 4.27 zusammengestellten Werte zeigen, für die Hautdosis das gleiche Bild wie bei der Ganzkörperdosis. Xe 133 ist das allein relevante Nuklid. Bei den höchstzulässig genehmigten Quellstärken ergibt sich eine starke Verschiebung zu Co 60.

In 4.3.3 ist gezeigt, daß für die Ganzkörperdosis, die durch die Emission mit dem Abwasser entsteht, H 3 das allein relevante Nuklid ist.

5. Diskussion des Ausbreitungsmodells

5.1 Modellkriterien

Eine weitere wesentliche Bedingung für die Bestimmung der Personendosis besteht in der möglichst realistischen Erfassung der Ausbreitung der emittierten Radionuklide. Das bedeutet volle Berücksichtigung der Zeit- und Ortsabhängigkeit der Ausbreitungsbedingungen. Da sich diese sowohl sehr unterschiedlich auswirken, als auch selbst stark schwanken, ist die Aussageschärfe der Personendosis als Resultat der Ausbreitung eine Frage der Signifikanz charakteristischer Ausbreitungsbedingungen.

Nach den Grundsätzen des Modells in 3.1 ergibt sich die Ausbreitung bei der Berechnung durch Gl.3.4 probabilistisch als Summe verschiedener Einzelereignisse, die für sich zunächst keine Bedeutung haben, sondern ausschließlich durch den ihrer Wirkung entsprechenden Beitrag für die gesamte Strahlenbelastung in der betrachteten Umgebung. Dabei werden die raumzeitlich unterschiedlichen Wirkungen, wie sie durch die schwankenden Ausbreitungsbedingungen bestimmt sind, im Modell durch entsprechend verschiedene Ausbreitungsvorgänge χ_{ijk} und deren Eintrittswahrscheinlichkeiten p_{ijk} beschrieben. Da die Unterschiede nicht nur sehr groß sind, sondern vor allem auch eine breite Verteilung aufweisen, sind möglichst große Summen zu bilden.

Als charakteristisch erweisen sich die Ausbreitungsbedingungen für die Abluft an einen Standort durch eine entsprechende Charakteristik in der Verteilung der Häufigkeiten p_{ijk} . Da es sich hier nicht um scharfe, sondern feste Verteilungen handelt, muß die nach der Beobachtungs-

dauer Δt verbleibende Schwankungsbreite bei den einzelnen Häufigkeiten kleiner als die Unterschiede zwischen ihnen und zwischen denen verschiedener Standorte sein. Als signifikant erweisen sie sich, wenn sie bei verschiedenen Standorten zwangsläufig zu typischen Unterschieden in der Personendosis führen.

Durch die realistische Berechnung des Ausbreitungsverhältnisses nach Gl. 3.7 bis 3.12 unter voller Berücksichtigung ihrer Ortsabhängigkeit, ist es möglich, nachzuweisen, daß die so berechnete Personendosis, obwohl die gesamte Ausbreitung schließlich nur durch eine relevante Wetterlage bestimmt wird, ein gutes Maß für die Belastung in der Umgebung einer kerntechnischen Anlage gibt. Andererseits kann gezeigt werden, daß der für die Berechnung der höchsten denkbaren Dosis verwendete maximale Langzeitausbreitungsfaktor nicht für den Standort signifikant ist und immer noch zu teilweise erheblich unterschätzten lokalen Belastungen führt.

5.2 Ausbreitungsparameter

Das Luftausbreitungsverhältnis Gl. 3.7, das für die Dosisberechnung von entscheidender Bedeutung ist, wurde aus der Kontinuitätsgleichung Gl. 2.7 abgeleitet und bedarf keiner modellmäßigen Verbesserung. Es ist in dieser Form lediglich uneingeschränkt durchzurechnen. Die Beschreibung der Ausbreitung erfolgt hierdurch allerdings nur halbempirisch und bedarf einer Anpassung an die realen Verhältnisse einer Abluftwolke, die bei bestimmten orologischen und meteorologischen Verhältnissen ständig emittiert wird.

Die Anpassung erfolgt über die Ausbreitungsparameter (vgl. S. 20), für die dazu mehrere Ausbreitungsexperimente durchgeführt worden sind (vgl. /9/). Die Ergebnisse sind sehr verschieden, wobei unklar ist, wieviel dabei zu Lasten unterschiedlicher orologischer Verhältnisse, z.B. Bodenunebenheiten und effektive Kaminhöhen, geht und wieviel durch unterschiedliche meteorologische Verhältnisse, also Konvektions- und Difussionsverhältnisse bedingt ist. Größere Unterschiede ergeben sich bereits durch verschiedene Datenbewertungen, z.B. allein schon bei der Festlegung und Zuordnung der Ausbreitungskategorien (vgl. /4/). Für das Ausbreitungsverhältnis Gl. 3.7 entstehen dadurch Unterschiede, die so groß sind, daß die Aussageschärfe jedes punktbezogenen, also nicht wie die Personendosis integrierten Werts in Frage gestellt ist. Bei der geringen Zahl der Ausbreitungsexperimente ist fraglich, wie repräsentativ die Werte im einzelnen überhaupt sind.

Experiment	$\chi_{\text{irmax}}/\bar{\chi}$	$(\chi/\chi_{\text{KFA}})_{\text{irmax}}$	$r_{\text{max}}/\text{m}/$	$\bar{\chi}/\bar{\chi}_{\text{KFA}}$
Raffinerie	21	0,7	400	1,4
KFK	37	1,2	450	1,4
Pasquill	16	0,5	500	1,2
St. Louis	59	1,6	350	1,1
Klug	14	0,3	600	1,0
Brookhaven	45	1,1	300	1,0
KFA 100	42	1,0	400	1,0
KFA 50	62	1,3	400	0,9

Tab. 5.1 Verhältnis der maximalen und mittleren Ausbreitungswerte bei Ausbreitungsparametern σ verschiedener Ausbreitungsexperimente (vgl. /9/) zu σ_{KFA}

Die in Tab. 5.1 zusammengestellten Werte, die sich für die Ausbreitung bei Verwendung anderer als der von KFA /2, 9/ gemessenen Ausbreitungsparameter ergeben, zeigen eine große Streuung, die im Maximum des Ausbreitungsverhältnisses am größten ist, wobei gegenüber dem Mittel über die Sektoren i die Richtungsabhängigkeit der Ausbreitungskategorien noch hinzukommt. Im mittleren Ausbreitungsverhältnis $\bar{\chi}$ sind die Abweichungen teilweise ganz anders und geringer, weil sich die Ortsabhängigkeit des Ausbreitungsverhältnisses χ_{1r} , wie in Abb. 5.1 dargestellt, verschiebt. So ergibt sich bei der KFK-Kurve ein größeres und entfernteres Maximum, aber nach 900 m niedrigere und später wieder höhere Werte, bei Pasquill und Klug bis 10 km viel niedrigere und danach wiederum höhere Werte als bei allen anderen.

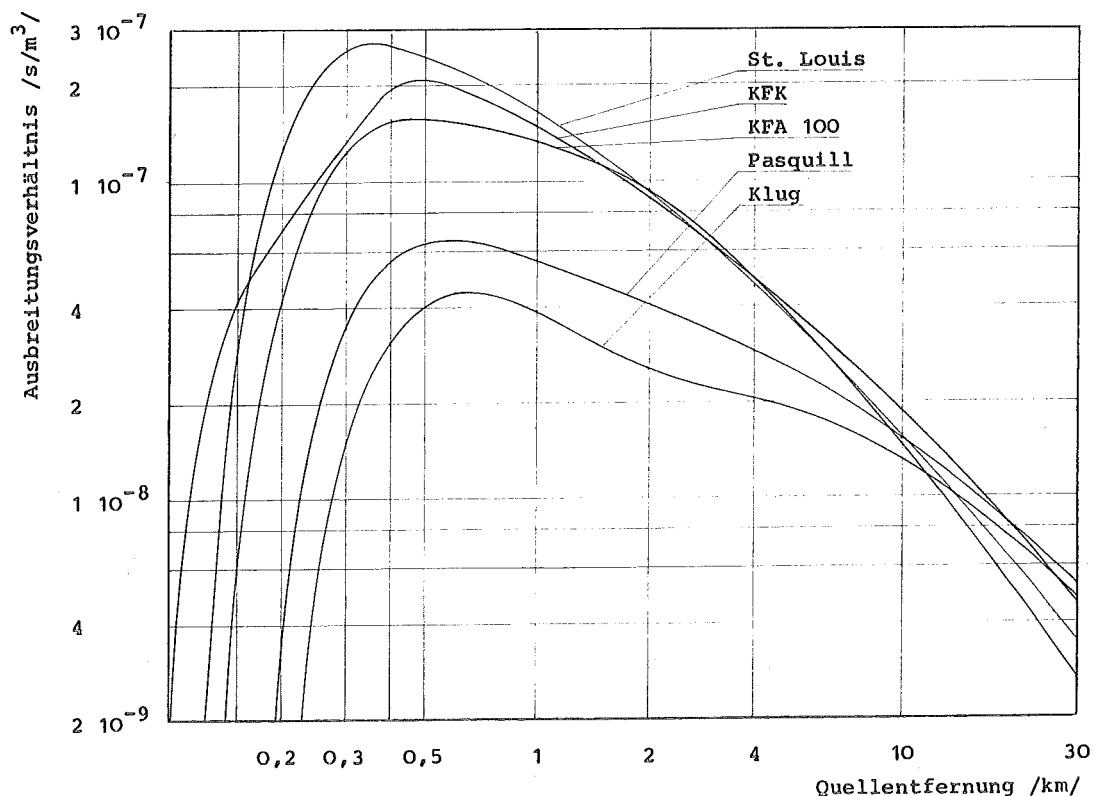


Abb. 5.1 Einfluß unterschiedlicher Ausbreitungsparameter auf die räumliche Verteilung der Ausbreitung

H /m/	$(\chi/\chi_{100})_{1rmax}$	$r_{max}/m/$	$(\chi/\bar{\chi})_{1rmax/100}$	$\bar{\chi}/\bar{\chi}_{100}$
50	6,4	200	4,3	1,5
100	1,0	450	1,0	1,0
150	0,4	600	0,6	0,7
200	0,2	800	0,4	0,5

Tab. 5.2 Verhältnis der Ausbreitungswerte bei unterschiedlichen Emissionshöhen zu der bei $H = 100$ m

Eine Änderung der Emissionshöhe H wirkt sich, wie Tab. 5.2 zeigt, im Mittel viel schwächer aus, als im Maximum, vor allem bei niedrigeren Höhen. An dieser Stelle zeigt sich die überproportionale Sensitivität des Maximums des Ausbreitungsverhältnisses, die es als Maß für die Strahlenbelastung völlig ungeeignet macht, besonders deutlich.

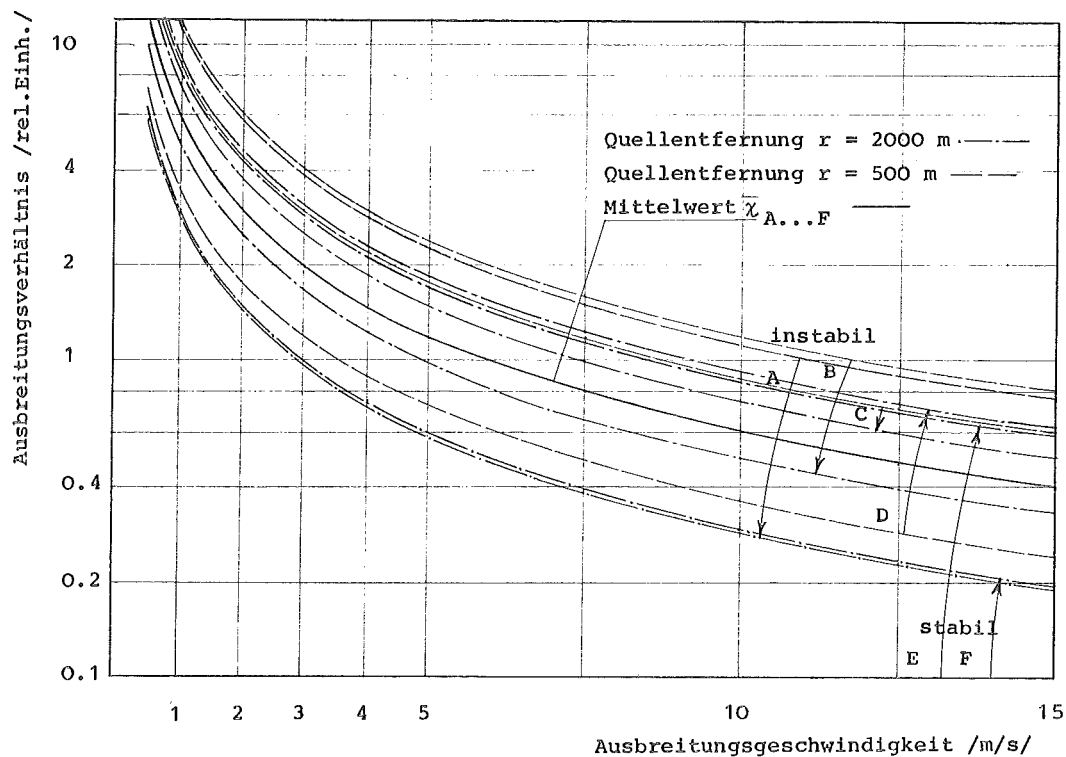


Abb. 5.2 Geschwindigkeitsspektrum der Ausbreitung bei gleichmäßig verteilten Wetterlagen A...F in 500 und 2000 m Quellentfernung

Mit diesen Bestimmungsgrößen ist gleichzeitig auch die auf der Vermischung der Abluftwolke mit der vorbeiströmenden Luft beruhende Spektralabhängigkeit des Ausbreitungsverhältnisses festgelegt (vgl. S. 20). Sie ist in Abb. 5.2 dargestellt, wobei χ_k bei der mittleren Windgeschwindigkeit $u = 5.95 \text{ m/s}$ auf 1 normiert ist. Mit den Ausbreitungsparametern, einschließlich der dabei zu berücksichtigenden Windgeschwindigkeitszunahme mit der Emissionshöhe, die ebenfalls von der bestehenden Ausbreitungskategorie abhängt, ergeben sich dann für χ_{jk} bei den einzelnen Ausbreitungskategorien verschiedene Geschwindigkeitsprofile. Die Un-

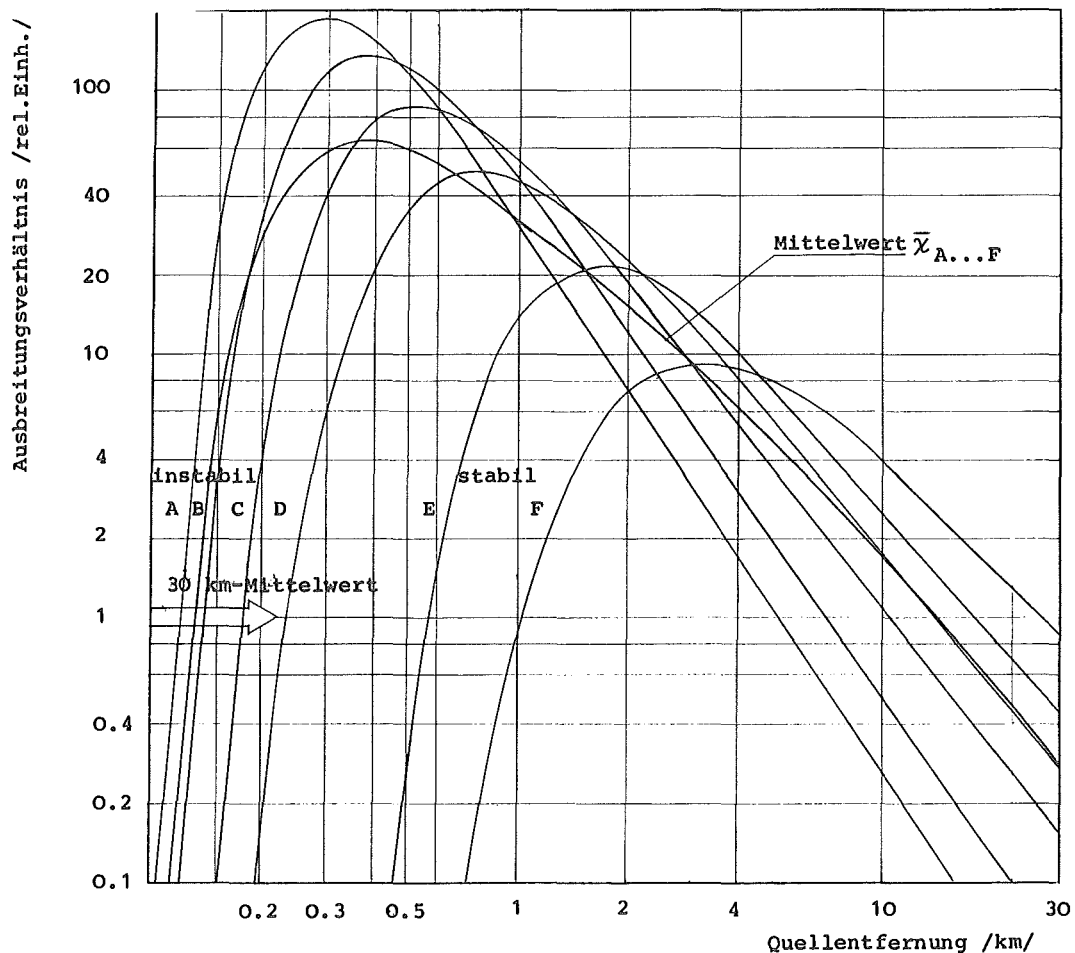


Abb. 5.3 Räumliche Verteilung des Ausbreitungsverhältnisses bei gleichmäßig verteilten Wetterlagen

terschiede beruhen auf der Ortsabhängigkeit der Ausbreitungsparameter $\sigma(r)$. Sie führt zu einer Ortsabhängigkeit des Ausbreitungsverhältnisses, das den $1/r$ -Verlauf, der auf der mit der Entfernung zunehmenden Auffächerung beruht, im Nahbereich, wie in Abb. 5.3 dargestellt, modifiziert (vgl. S. 33).

χ erweist sich hier deutlich als Mittelwert der unterschiedlichsten Ausbreitungsvorgänge bei verschiedenen Windgeschwindigkeiten und Ausbreitungskategorien, die, wie in 5.3 gezeigt wird, außerdem mit verschiedenen Häufigkeiten auftreten. Bei instabilen Ausbreitungskategorien ergeben sich in einer Quellentfernung von 500 m maximale Ausbreitungsvorgänge, in 2 km aber nur noch die kleinsten Beiträge. Bei stabilen Kategorien besteht im Nahbereich überhaupt keine, aber ab 2 km maximale Ausbreitung. Da die Maxima bei den jeweiligen Ausbreitungskategorien sich durch den Einfluß der real ungleichmäßigen Häufigkeitsverteilung örtlich nicht verschieben, erweist sich das Ergebnis (vgl. Abb. 5.5), daß das Maximum des Mittelwerts $\overline{\chi}_{A...F}$ in einer Quellentfernung von 500 m auftritt, hier schon als praktisch ausschließliche Folge der Ortsabhängigkeit der $\sigma_j(r)$, die von den Ausbreitungsbedingungen am Standort völlig unabhängig sind. Insbesondere zeigt sich, daß χ bei instabilen Kategorien und niedrigeren Geschwindigkeiten schnell viel größer werden kann, als das dem Berechnungsmodell der höchsten denkbaren Dosis zugrundeliegende $\chi_{\max} / 2$ /, z.B. bei 1 m/s und Kategorie B um den Faktor 12 und bei Kategorie E in 2 km Entfernung fast 9 (vgl. Abb. 5.2). In 5.3 wird gezeigt, daß solche Wetterlagen teilweise häufiger als andere auftreten.

5.3 Wetterlagen

5.3.1 Meteorologische Daten

Die Häufigkeiten p_{ijk} , mit denen die Ausbreitungsvorgänge χ_{ijk} auftreten, werden durch synoptische Beobachtung der Windrichtung i , Ausbreitungskategorie j und Windgeschwindigkeit k über eine im allgemeinen mehrjährige Beobachtungsdauer am Standort vom Deutschen Wetterdienst statistisch bestimmt. Die für KWB bestimmten p_{jk} -Werte in Abb. 5.4 fallen mit der Geschwindigkeit von einer starken Überhöhung bei 0,5 m/s und nach einem neuen Maximum bei 2 - 4 m/s schnell ab, bei den stabilen Kategorien F und E schon nach 2 und 3 m/s. Während bei den Ausbreitungskategorien die stabilen wesentlich häufiger auftreten, überwiegen bei den Geschwindigkeiten die niedrigen, so daß 82 % unter dem Mittelwert auftreten.

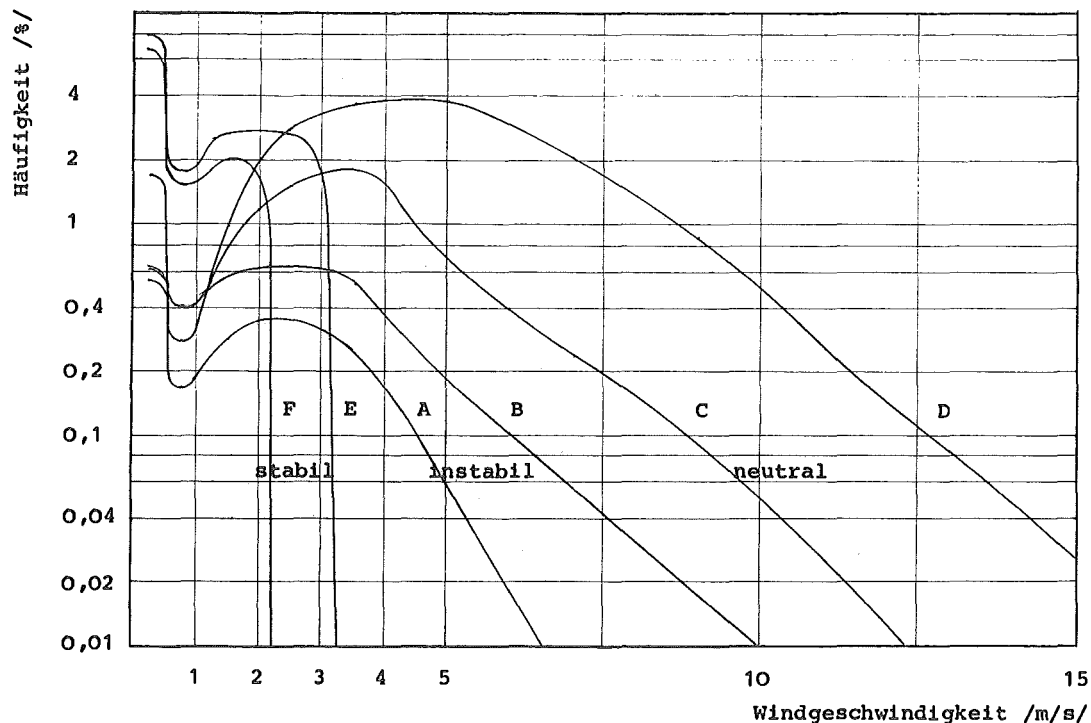


Abb. 5.4 Gemessene Häufigkeitsverteilung der Windgeschwindigkeit bei den verschiedenen Ausbreitungskategorien

Insgesamt sind die Unterschiede im Spektrum und in den Ausbreitungskategorien so groß, daß Schwankungen der einzelnen p_{jk} -Werte demgegenüber vernachlässigbar erscheinen. Wie der Vergleich mit den entsprechenden Häufigkeitswerten der Wetterstatistik anderer Standorte /24/ zeigt, kommt gerade in diesen Unterschieden die entscheidende Charakteristik für die Ausbreitungsbedingungen zum Ausdruck. Aus den in Tab. 5.3 zusammengestellten p_k -Werten

	≤ 1	2	4	6	8	10	≥ 11	/m/s/
KKU	2	8	13	14	15	12	37	
KFA	3	24	27	19	14	8	6	
KWB	18	15	20	14	12	9	12	
KRB	17	32	28	13	7	3	1	
KWS	36	25	17	9	6	4	4	

Tab. 5.3 Gemessene Häufigkeitsverteilung p_k /%/ der Windschwindigkeit für verschiedene Standorte

für die Standorte von KKU, KFA, KWB, KRB und KWS, die die wichtigsten in der BRD vorkommenden Unterschiede in den Ausbreitungsbedingungen repräsentieren, geht hervor, daß die Häufigkeiten der nach Abb. 5.2 effektiven niedrigen Geschwindigkeiten deutlich abgestuft von N nach S abnehmen. In den Extremfällen KKU und KWS unterscheiden sie sich bei $u = 0,5$ m/s um den Faktor 18 und bei $u = 3$ m/s

	A	B	C	D	E	F
KKU	2	4	11	72	8	3
KFA	1	8	12	55	8	16
KWB	3	7	13	44	19	14
KRB	4	8	16	27	28	17
KWS	5	10	11	25	26	22

Tab. 5.4 Gemessene Häufigkeitsverteilung p_j /%/ der Ausbreitungskategorien A...F für verschiedene Standorte

immer noch um 6. Das ist mit einer entsprechenden Abnahme der Anteile hoher Geschwindigkeiten und der mittleren verbunden.

Aus den in Tab. 5.4 zusammengestellten p_j -Werten wird deutlich, daß die Häufigkeiten der extremen Ausbreitungskategorien genauso charakteristisch von N nach S zunehmen, bei A z.B. um den Faktor 5, bei A + B in ziemlich gleichmäßigen Stufen um 2,5 und bei dem stabilen noch stärker. Bei gleichzeitiger Abnahme der neutralen Ausbreitungskategorien bleibt der Mittelwert bemerkenswert konstant.

Insgesamt ist bei den maßgebenden Ausbreitungsbedingungen eine sehr deutliche Charakteristik festzustellen. Die Richtungsverteilung p_i ist hier, da sie auf die Gesamtgröße der Ausbreitung keinen vergleichbaren Einfluß hat, ohne Bedeutung.

5.3.2 Ausbreitungsbeiträge der einzelnen Wetterlagen

Zur Beurteilung der Ausbreitungsbedingungen hinsichtlich ihrer Signifikanz werden für die einzelnen Wetterlagen die jeweils daraus resultierenden Ausbreitungsvorgänge als Einzelereignisse eines raumzeitabhängigen Ausbreitungsverhältnisses bestimmt, wobei die Zeitabhängigkeit durch die gemessenen Häufigkeiten p_{ijk} berücksichtigt ist. Dabei geht es vor allem um den Zusammenhang der Ausbreitungskategorien j und Windgeschwindigkeiten k mit der Ausbreitung χ , da deren lokale Größe von diesen, im Gegensatz zu den reinen Ortsparametern i und r , nur mittelbar aber mit teilweise größerer Sensitivität bestimmt wird. Zudem sind diese Parameter untereinander korreliert und in ihrem Einfluß auf unterschiedliche Weise durch das Modell (vgl. 5.2) und die meteorologischen Daten (5.3.1) bedingt. In der durch den Übergang von der

modellmäßig konstanten zur gemessenen Häufigkeitsverteilung entstehenden Differenz in der Ausbreitung kommt schließlich die fragliche Signifikanz zum Ausdruck.

Die Spektralanalyse zeigt, daß der modellbedingte $1/u$ -Abfall der Ausbreitung (vgl. Abb. 5.2) durch die gemessene p_k -Verteilung, da die effektiveren niedrigeren Geschwindigkeiten auch noch häufiger auftreten (vgl. Abb. 5.4), erheblich verstärkt wird, so daß der Mittelwert sich durch eine Verschiebung zu kleineren Geschwindigkeiten hin vergrößert und diese entsprechend größeres Gewicht erhalten. Durch die entsprechende p_j -Verteilung wird die im Modell bei konstanter Verteilung zu stabilen Ausbreitungskategorien hin fallende Tendenz der Ausbreitung (vgl. Abb. 5.2), da die effektiveren instabilen Ausbreitungskategorien weniger häufig auftreten (vgl. Abb. 5.4), stark reduziert, so daß der Mittelwert $\bar{\chi}$ sich gleichzeitig durch eine Verschiebung zu stabileren Ausbreitungskategorien verringert. Das bedeutet, daß sich Geschwindigkeitsänderungen bei instabilen Ausbreitungskategorien stärker auswirken und niedrigere Werte schneller größeres Gewicht erhalten, und daß die instabilen Ausbreitungskategorien daher nicht unbedingt an Gewicht verlieren.

Mit zunehmender Entfernung von der Emissionsquelle verschiebt sich dieser Zusammenhang jedoch wegen der Ortsabhängigkeit der Ausbreitungskategorien (vgl. Abb. 5.3) und der sich bei höheren Geschwindigkeiten zu stabileren Ausbreitungskategorien verschiebenden p_j -Verteilung. Das führt dazu, daß sich der Mittelwert $\bar{\chi}$ mit zunehmender Entfernung durch eine noch stärkere Verschiebung zu stabileren Ausbreitungskategorien, die bei 2 km bereits alles allein bestimmen, weiter verringert. Im Vergleich zur konstanten Verteilung in Abb. 5.3 zeigt Abb. 5.5 die Ursachen der Verschiebung zu stabileren Ausbreitungskate-

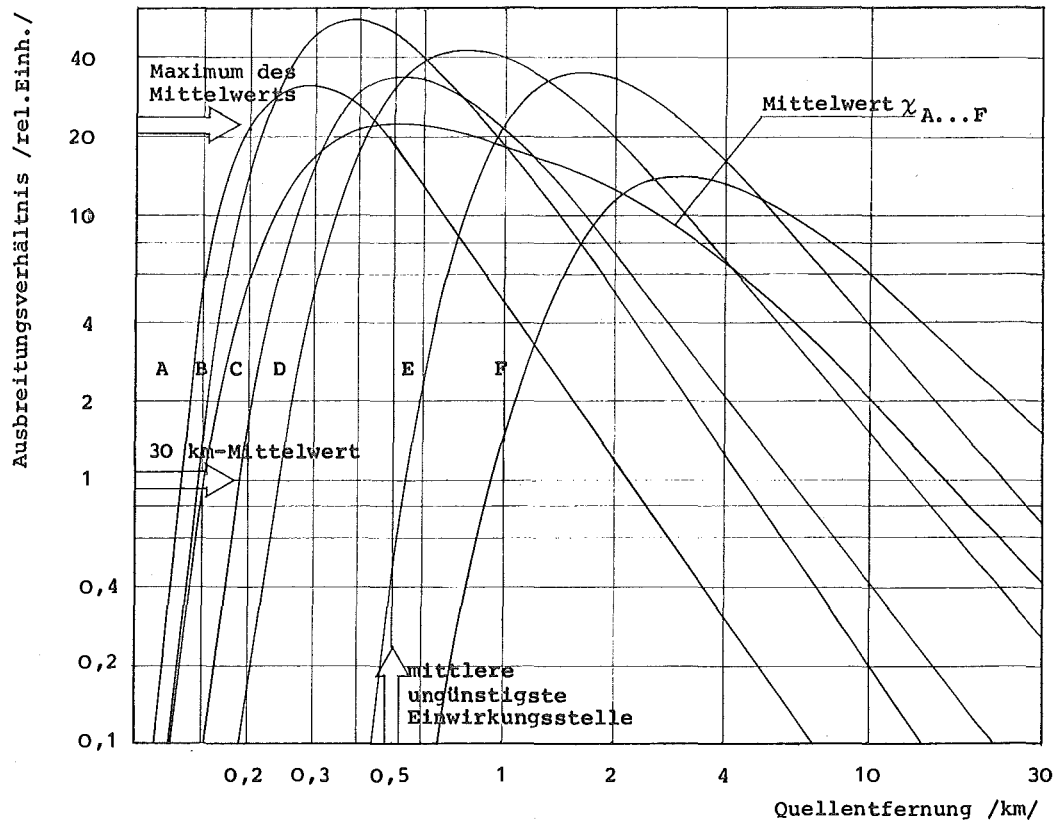


Abb. 5.5 Räumliche Verteilung des Ausbreitungsverhältnisses $\chi_j(r)$ bei den gemessenen Wetterlagen

gorien im einzelnen, wobei die Ausbreitung bei Kategorie E um 50 % und die bei F um 30 % steigt, während die bei A auf 15 % absinkt. Ohne daß sich der Ort der maximalen Ausbreitung bei den einzelnen Kategorien ändert, entfernt sich der des Mittelwerts $\bar{\chi}$ um 25 %. Der Verlauf wird flacher, wobei das Maximum auf 30 % absinkt und der über 30 km integrierte Mittelwert $\bar{\chi}$ erst in 16 km Entfernung erreicht wird.

Insgesamt erweist sich das Ausbreitungsverhältnis $\chi(r)$ den verschiedenen Ausbreitungsbedingungen entsprechend als Mittelwert über stark unterschiedliche Ausbreitungs-

vorgänge $\chi_{ijk}(r)$. Die dazu zu unterscheidenden mittel- und unmittelbar ortsbestimmenden Parameter j und k sowie i und r sind hierbei von sehr verschiedenem Einfluß. Für den Langzeitausbreitungsfaktor, wie er bei der Berechnung der höchsten denkbaren Dosis verwendet wird, bedeutet das, daß es sich dabei nur hinsichtlich ganz spezieller Randbedingungen um die maximale Ausbreitung $\chi_{ijk}(r)_{\max}$ handelt. Wie Abb. 5.5 zeigt, gibt es an anderen Stellen r praktisch immer ein Maximum, das erheblich größer ist. Durch die geschlossene Integration bei der Bestimmung der Personendosis wird dies entsprechend berücksichtigt.

5.3.3 Standortrelevanz der Ausbreitungsbedingungen

Die Ausbreitung hat, solange sie nur durch die Ausbreitungskategorie j und Windgeschwindigkeit k bestimmt ist, nach den Grundsätzen des Modells (vgl. 3.1) noch keine weitere Bedeutung, weil es sich nur um eine Teilaussage handelt. Das kommt hier dadurch zum Ausdruck, daß die Ortsabhängigkeit der Ausbreitung, wie Abb. 5.6 zeigt, azimuthal auch noch erheblich differiert.

Die Charakteristik der Ausbreitungsbedingungen liegt nicht bloß in der Häufigkeit der auftretenden j - k -Kombinationen. Sie liegt in der Häufigkeit, mit der die jeweiligen Ausbreitungsvorgänge χ_{jk} in den einzelnen Richtungen i auftreten. Das bedeutet, daß eine getrennte Behandlung der mittelbar ortsbestimmenden Parameter j und k die Charakteristik wegen der bestehenden Raumzeitkorrelation verfälscht. Nur mit einer geschlossenen Integration über alle ortsbestimmenden Parameter können die Ausbreitungsbedingungen richtig erfasst und die standortspezifische Charakteristik erhalten bleiben. Das ist ein entscheidender Gesichtspunkt des Integralmodells.

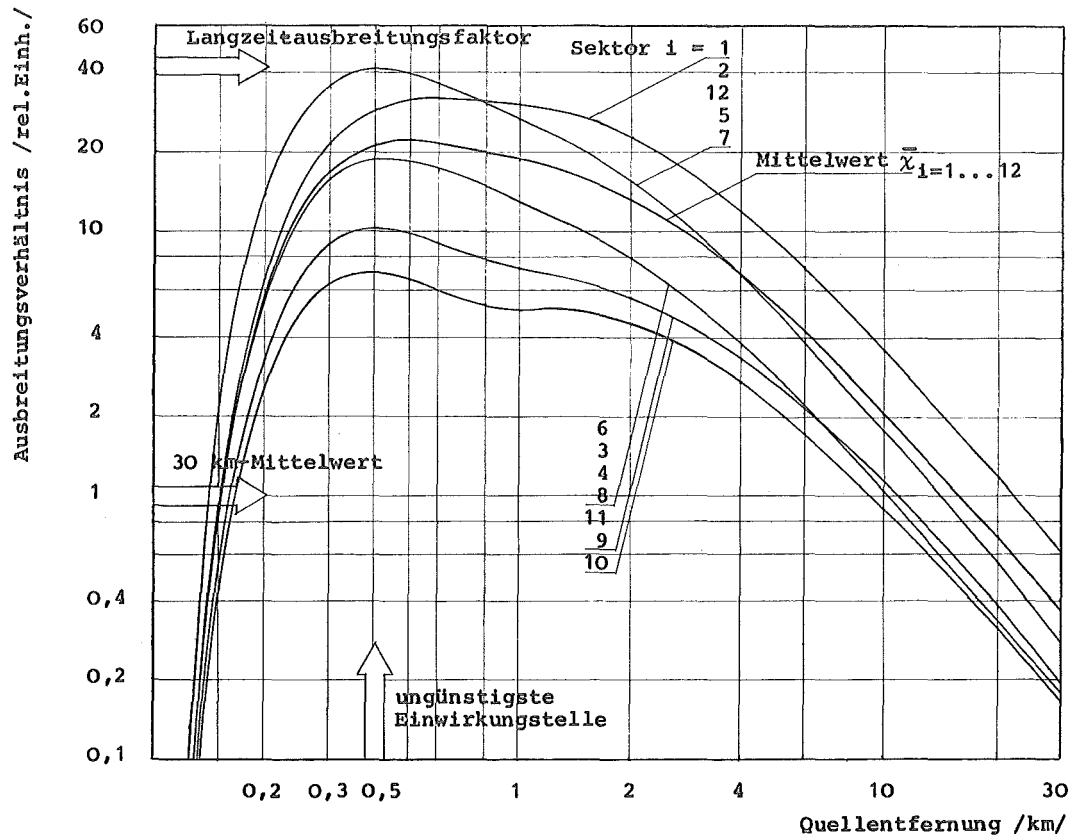


Abb. 5.6 Räumliche Verteilung des Ausbreitungsverhältnisses $\chi_i(r)$ in den verschiedenen Ausbreitungsrichtungen

Die mit der Trennung verbundene Willkür wird durch den Vergleich der azimuthalen Verteilungen der Maxima imax verschiedener Standorte in Abb. 5.7 noch deutlicher. In drei Fällen sind die größten Werte gleich, in einem gibt es zwei gleich große und in einem anderen besteht die gesamte Verteilung nur aus einem großen Maximum. Im Gegensatz dazu liefert die geschlossene Integration, wenn sie sich auch über die Ortsparameter i und r erstreckt, eindeutig charakteristische Ergebnisse. Und der Vergleich mit den entsprechenden Ausbreitungsbedingungen in Tab. 5.3 und 5.4 zeigt, daß bestimmte Änderungen dort zu signifikanten Änderungen bei den in Tab. 5.5 zusammengestellten Mittelwerten $\bar{\chi}$ führen. Das bedeutet, daß die Ausbreitung mit ihren standortspezifischen Bedingungen durch die

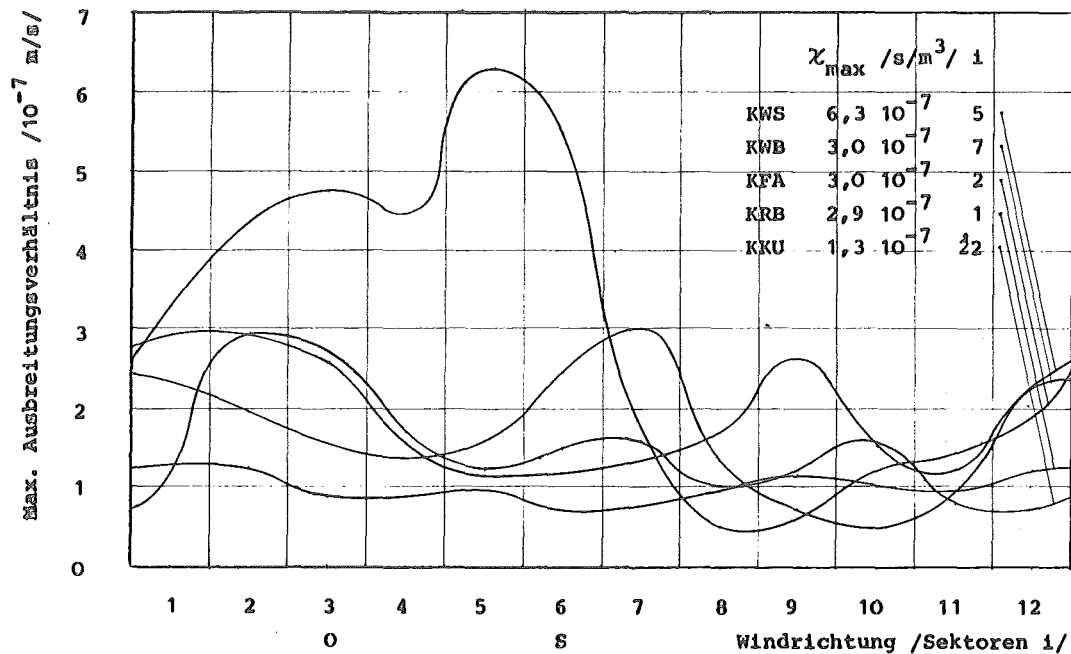


Abb. 5.7 Richtungsverteilung der Maxima des Ausbreitungsverhältnisses χ_{\max} für verschiedene Standorte

Integration des Ausbreitungsverhältnisses χ_{ir} richtig erfasst wird und daß dadurch die Proportionalität in der Kette Emission Immission erhalten bleibt.

	$\chi_{ir\max}/\bar{\chi}$	$(\chi/\chi_{KWB})_{ir\max}$	$\chi_{r\max}/\bar{\chi}$	$(\chi/\chi_{KWB})_{r\max}$	$\bar{\chi}/\bar{\chi}_{KWB}$
KKU	51	18	40	14	0,3
KFA	64	41	32	21	0,7
KWB	42	42	22	22	1
KRB	36	41	24	27	1,1
KWS	54	88	24	39	1,6

Tab. 5.5 Verhältnis der Ausbreitungswerte für verschiedene Standorte

Die örtliche Fixierung des Langzeitausbreitungsfaktors hat sich mittelbar aus der Zusammenwirkung der Modellparameter für die Abluftfahne und der Häufigkeitsverteilung p_{ijk} der Ausbreitungsvorgänge bei den Mittelwertbildungen ergeben. Insofern stellt dieser eigentlich eine Rechengröße ohne besondere konkrete Bedeutung dar. Während die einzelnen Ausbreitungsvorgänge zum Mittel lediglich mit der ihrem spezifischen Teilgewicht entsprechenden Aussageschärfe beizutragen brauchen, ist der spezielle Beitrag am Bezugspunkt des Langzeitausbreitungsfaktors als beliebig ungesichert anzusehen. Das erklärt auch den Mangel an jeder Signifikanz (vgl. Tab. 5.5 Spalte 1). Trotzdem ist bei der Berechnung der höchsten denkbaren Dosis hier im Gegensatz zu allen anderen Schritten kein Sicherheitszuschlag vorgesehen /2/. Dabei ist unter anderem unterstellt, daß die in der Umgebung einer kerntechnischen Anlage entstehende Belastung z.B. nur deshalb als geringer anzusehen ist, weil am resultierenden Bezugspunkt kurzzeitig nicht noch etwas geringere Beiträge aufgetreten sind, ungeachtet dessen, ob an anderen Stellen bis auf möglicherweise noch kurzzeitigere Ausnahmen eine viel größere Belastung bestanden hat. Überhaupt wird beim Konzept der höchsten denkbaren Dosis nicht zwischen einer weiten niedrigen χ_{ir} -Verteilung mit einer einsamen Überhöhung und einer engen hohen Verteilung ohne besondere Überhöhung unterschieden, wenn nur die Maximalwerte gleich sind.

5.4 Relevante Wetterlagen

Die Analyse der Ausbreitungsverhältnisse über den Luftpfad ergibt, daß gegenüber den Werten, die mit den bisherigen Methoden für die Ausbreitung bestimmt worden sind, zwei fundamentale Unterschiede bestehen. 1. Das Ausbreitungsverhältnis ist gegenüber dem Langzeitausbreitungs-

faktor erheblich geringer, so daß für den Sicherheitsabstand ein Faktor bis über 60 gegeben ist. 2. Das Ausbreitungsverhältnis unterscheidet sich für die einzelnen Standorte in der BRD in ausgeprägt charakteristischer Weise bis zu einer Größenordnung. Das bedeutet, daß die Strahlenbelastung in der Umgebung einer kerntechnischen Anlage durch die Meteorologie stark bestimmt wird und aufgrund deren standortspezifischer Charakteristik im wesentlichen nur durch eine relevante Wetterlage.

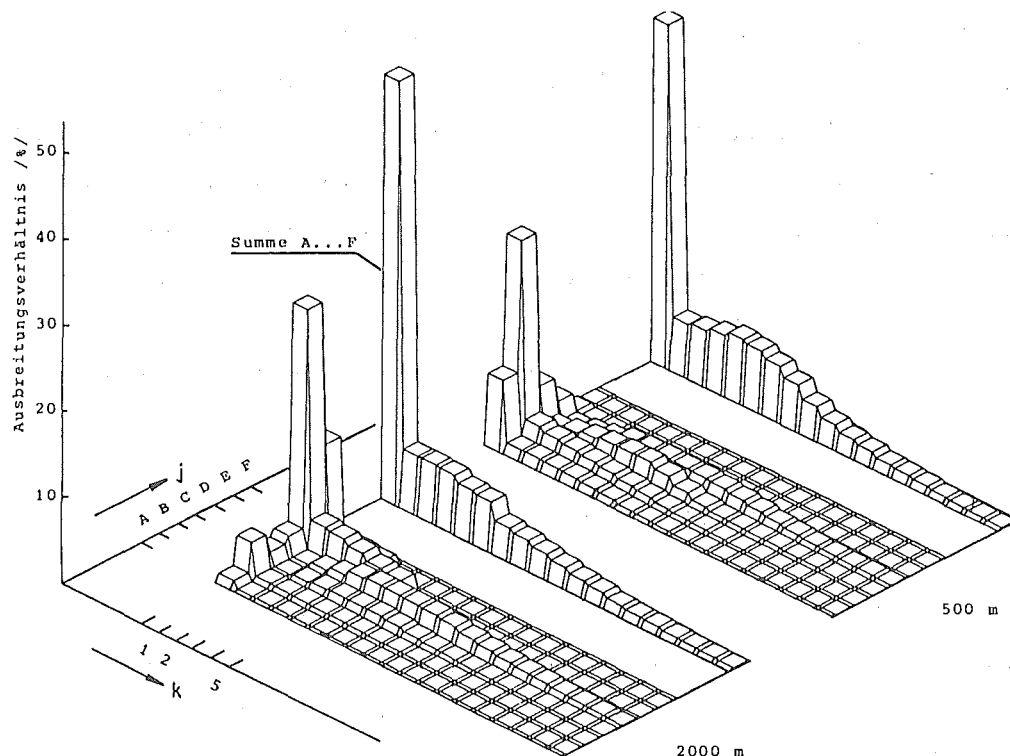


Abb. 5.8 Verteilung des Ausbreitungsverhältnisses χ_{jk} über die einzelnen Wetterlagen in 500 und 2000 m Quellentfernung

In Abb. 5.8 so dargestellt, wie sich die Ausbreitung probabilistisch als Menge von Ausbreitungsvorgängen verschiedener Ausbreitungskategorien und Windgeschwindigkeiten

mit verschiedenen Häufigkeiten P_{jk} ergibt, zeigt sich daß sie im wesentlichen allein durch die Vorgänge mit $k = 1$ als relevanter Wetterlage bestimmt wird. Wegen der Ortsabhängigkeit der Ausbreitungskategorien verschieben sich deren Anteile lediglich von B, die im Nahbereich relevant, nach E, die es in größeren Entfernungen als 2 km ist.

Wegen der Bedeutung der relevanten Wetterlage sind an die Qualität ihrer meteorologischen Daten entsprechend hohe Anforderungen zu stellen. Das bedingt nicht nur eine lange Beobachtungsdauer mit großen Ereigniszahlen, sondern, da die Meßfehler gerade bei $k = 1$ besonders groß sind, vor allem erhebliche Anforderungen an die Messungen selbst. Dabei kommt der Behandlung von Windstillen, umlaufenden Winden und ähnlichen schwer zu diskriminierenden Wetterlagen besonderes Gewicht zu /24/. Die Bewältigung der hohen Sensitivität der relevanten Wetterlage vor einem breiten niedrigen Hintergrund ist einer der wichtigsten Gesichtspunkte, das Modell in der in 3 beschriebenen Weise zu konzipieren.

5.5 Ausbreitung des Abwassers

Die Ausbreitung der mit dem Abwasser abgeleiteten radioaktiven Stoffe ist bei Berücksichtigung der tatsächlichen Verhältnisse entscheidend durch die hohe mittlere Verdünnungswassermenge $V = 1410 \text{ m}^3/\text{s}$ bestimmt. Das führt bei der Quellstärke Q von $0,18 \text{ Ci/a}$ nach Tab. 4.13 zu einer Kontamination von $4 \cdot 10^{-18} \text{ Ci/l}$, die bereits um $3 \cdot 10^6$ unter der gesetzlich festgelegten Freigrenze /1/ liegt.

Obwohl die Wasserausbreitung durch die eindimensionale Kanalisation nicht die Wirksamkeit der Luftausbreitung besitzt, wird hier schon deutlich, daß die resultierende Strahlenbelastung nur sehr klein sein kann und einzelne Verdünnungsmechanismen, wie der mit der Entfernung zuneh-

mende Verdünnungsgrad, daher zunächst nicht berücksichtigt zu werden brauchen. Als entscheidend erweist sich jedoch, daß ganz andere Personen als bei der Luftausbreitung, weit außerhalb des betrachteten 30 km-Umkreises betroffen werden.

6. Nutzung am Standort Biblis

6.1 Modellkriterien

Die entscheidende Bedingung für die Bestimmung der Personendosis besteht in der möglichst realistischen Erfassung der Nutzung der Kontamination der Primärmedien. Darauf beruht der Grundgedanke des Modells. Ohne das kommt die innere Konsistenz, die beim Grenzwertmodell, wo die spezifischen Standortdaten praktisch gar keine Verwendung finden, fehlt, auch hier nicht zustande.

Allerdings ist die Aussageschärfe der Personendosis als Resultat der Nutzung nicht nur eine Frage der Signifikanz der Nutzungsweisen einschließlich ihrer raumzeitlichen Verteilung wie bei der Ausbreitung und der unterschiedlichen Wirkung der einzelnen Nuklide wie bei der Emission, sondern vor allem eine der Qualität der Daten und Parameter. Glücklicherweise ist die Sensitivität dabei kleiner.

Für die realistische Erfassung der Nutzung, also der für die Belastung tatsächlich verantwortlichen Aktivität, sind zwei Beziehungen maßgebend: Die Nutzung als Verhältnis zwischen der tatsächlichen Kontamination des Primärmediums und dem Anteil, der nach den weiteren Transportvorgängen zur Exposition kommen würde, sowie das Verhältnis zwischen diesem und dem Anteil, der die Menschen in der Umgebung der betrachteten kerntechnischen Anlage dann auch tatsächlich trifft. Der erste Teil des Nutzungsverhältnisses wird durch die Verluste bei den weiteren Transportvorgängen vom Primärmedium zum Menschen bestimmt und der zweite durch die von 1 verschiedenen Aufenthaltswahrscheinlichkeiten der Menschen an den jeweiligen Stellen im betrachteten Gebiet.

In beiden Fällen ist für eine ausreichende Bestimmung ein

größeres Gebiet zugrunde zu legen, da punktuelle Werte allein, wie aus den Zahlenfeldern (vgl. Tab. 6.1 f) hervorgeht, keinerlei Aussagekraft besitzen. Umgekehrt erweist sich dadurch auch in diesem Punkt die Richtigkeit der Modellvorstellungen in 3.1, nach denen die Nutzung bei der Berechnung durch Gl. 3.16 sich probabilistisch als Summe verschiedener Einzelereignisse ergibt.

Bei ausreichend vorliegenden Nutzungsdaten ergibt sich eine standortspezifische Aussage anstelle der für die kritische Bevölkerungsgruppe, deren Bedeutung dann durch die Schwingungsbreiten und Eintrittswahrscheinlichkeiten im betrachteten Gebiet beurteilt werden kann. Dabei zeigt sich, daß die Nutzung im Grenzwertmodell trotz extremer Annahmen für die kritische Bevölkerungsgruppe teilweise immer noch erheblich unterschätzt wird.

6.2 Nutzungsverhältnis

6.2.1 Nutzung bei externer Exposition

Bei γ -Submersion aus der Abluftfahne ist für die Nutzung im wesentlichen die Abschirmung zu berücksichtigen. Die Abschirmung durch Kleidung liegt bei etwa 10 %, im Innern eines Hauses bei 80 % /25/. Wenn für die Aufenthaltsdauer bei 90 % Anwesenheit im betrachteten Gebiet etwa 80 % in Häusern und 20 % im Freien angenommen wird, ergibt sich ein Nutzungsverhältnis von $N_L = 0,9 (0,2 \cdot 0,8 + 0,9 \cdot 0,2) = 0,3$.

Bei γ -Submersion aus der am Boden abgelagerten Aktivität ist neben der Abschirmung der Zeitfaktor Z_5 für die Anreicherung am Boden zu berücksichtigen, der z.B. für $Co\ 60$ $2,4 \cdot 10^8$ s beträgt /2/. Unter den obigen Voraussetzungen für die Abschirmung und Aufenthaltsdauer ergibt sich ein Nutzungsverhältnis von $N_B = 0,16 Z_5$ s.

Bei λ -Submersion aus dem in den Rhein abgeleiteten Abwasser ergibt sich bei einer jährlichen Expositionszeit von etwa 4 h ein Nutzungsverhältnis von $5 \cdot 10^{-4}$ (vgl. /2/).

6.2.2 Nutzung bei interner Exposition

Bei Inhalation, bei der die Nutzung durch das Atemvolumen bestimmt wird, ist die Abschirmung ebenfalls zu berücksichtigen. Für die Wirkung von Häusern bei Aerosolen sind jedoch keine verwendbaren Daten bekannt.

Bei Ingestion sind die Anteile zu berücksichtigen, die von den kontaminierten Nahrungsmittelmengen aufgenommen werden. Die dazu erforderliche Bestimmung der Nutzungsanteile a_{irm} der einzelnen Nahrungsmittel m in den Flächenelementen A_{ir} erfolgt durch Feststellung der Jahres- und Flächenenerträge E_{irm} und E_{1irm} aufgrund entsprechender Erhebungen bei den landwirtschaftlichen Betrieben und den Gemeinden. In Tab. 6.1 bis 6.8 sind die a_{irm} für die wichtigsten Nutzungsarten in 12 x 11 Kreisringsektoren ir des 30 km-Umkreises von KWB zusammengestellt.

r/km/	i: 1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	45,6	42,1	42,6	42,6	41,7	31,3	22,4	17,0	6,7	4,1	22,3	21,7
2	17,6	27,1	42,0	44,9	44,9	39,0	44,0	4,5	18,6	49,9	39,9	32,9
3	13,9	31,6	45,1	38,2	44,4	35,4	39,9	23,3	38,1	58,7	54,0	51,6
4	57,6	38,9	41,5	25,6	10,0	43,2	37,2	16,2	55,7	59,9	61,6	62,5
5	60,3	35,6	27,5	39,4	42,0	57,5	42,7	28,9	47,9	52,3	42,5	42,5
7,5	43,7	29,0	29,0	36,7	49,4	50,2	25,4	41,6	30,4	28,9	25,9	41,6
10	27,4	21,8	0,9	22,6	23,9	51,7	8,9	9,8	27,1	20,1	15,0	35,5
12,5	34,3	33,2	13,4	12,8	15,3	37,5	41,7	49,3	37,8	59,2	36,7	25,2
15	32,4	17,7	17,4	11,1	6,5	28,7	45,6	43,7	48,6	51,4	44,0	33,6
20	56,7	22,7	21,8	14,4	21,5	59,4	56,0	54,4	86,4	42,3	24,3	58,1
30	36,8	36,8	36,8	36,8	36,8	36,8	36,8	36,8	36,8	36,8	36,8	36,8

Tab. 6.1 Flächennutzungsanteile a_{ir} %/ für Getreide

Bei den pflanzlichen Nahrungsmitteln ist Getreide mit einem mittleren Nutzungsanteil von 36,8 %, dem Doppelten des BRD-Mittelwerts /26/, am stärksten beteiligt. Die räumliche Verteilung ist, wie aus Tab. 6.1 hervorgeht, ziemlich gleichmäßig, ohne größere freie Flächen und mit Überhöhungen bis zum 2,3-fachen des Mittelwerts. Da die Nutzungsanteile in Quellnähe insgesamt höher sind, ergibt sich als Folge der Korrelation mit dem Ausbreitungsverhältnis in Abb. 5.6 nach Gl. 3.25 eine Erhöhung des Nutzungsverhältnisses im Mittel um 14 % gegenüber konstanter Verteilung, die sich direkt in der Personendosis auswirkt. Der mittlere Flächenertrag $0,4 \text{ kg/m}^2$ liegt nur vernachlässigbar wenig unter dem BRD-Mittelwert. Obwohl für die Nahrungsmittelaufnahme nach Bayer /27/ mit nur 15 % gerechnet wird, liefert Getreide das größte Nutzungsverhältnis (vgl. Tab. 6.9).

r/km/	1: 1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	2,3	1,7	1,7	1,8	1,8	1,3	1,0	0,7	0,3	0,2	1,3	1,3
2	1,0	0,4	0,7	1,6	1,9	1,6	1,9	0,2	1,0	2,8	2,3	1,9
3	1,1	0,5	0,7	1,3	1,9	1,5	1,7	1,0	2,2	3,4	3,1	4,1
4	5,1	0,8	0,7	0,8	0,5	2,2	1,6	0,7	3,2	4,1	5,0	5,5
5	5,3	0,8	0,5	1,5	2,7	5,4	1,8	1,2	2,5	3,7	3,7	3,7
7,5	3,8	1,0	0,5	1,7	3,5	4,8	2,0	2,1	1,2	2,7	2,2	3,5
10	1,6	0,8	0	1,4	1,8	4,6	0,6	0,5	1,2	2,1	1,5	2,5
12,5	2,0	1,4	0,6	0,6	1,2	3,3	2,6	2,9	1,9	2,2	3,0	2,3
15	1,9	2,6	0,9	0,4	0,6	9,3	5,8	2,4	2,6	2,4	2,3	1,8
20	5,9	3,6	1,9	0,8	1,5	31,7	13,3	2,0	5,7	1,5	1,4	4,9
30	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0	4,0

Tab. 6.2 Flächennutzungsanteile a_{ir} /%/ für Kartoffeln

Die Nutzungsanteile für Kartoffeln in Tab. 6.2 liegen schon erheblich tiefer, im Mittel bei 4 %, aber immer noch um den Faktor 2 über dem BRD-Mittelwert. Die räumliche Verteilung mit Überhöhungen bis zum Faktor 8 führt

zu einer Verringerung des Nutzungsverhältnisses von 4 %, weil die Nutzungsanteile in den Außenbereichen insgesamt etwas höher sind. Der mittlere Flächenertrag $2,78 \text{ kg/m}^2$ liegt 7 % über dem BRD-Mittelwert. Für die Aufnahme wird mit 33 % gerechnet /27/.

r/km/	1: 1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	0,9	0,3	0,3	0,4	0,4	0,3	0,2	0,1	0	0,1	0,6	0,6
2	0,5	0	0	0,3	0,4	0,3	0,4	0	0,4	1,3	1,1	0,9
3	0,7	0	0	0,2	0,4	0,3	0,3	0,2	1,0	1,6	1,4	2,0
4	3,0	1,1	0	0,1	0,1	0,8	0,3	0,2	1,5	1,6	1,7	1,7
5	3,0	1,7	0	0,3	1,6	4,0	0,4	0,3	0,9	1,4	1,2	1,2
7,5	2,3	3,6	0,3	0,5	2,5	3,7	1,3	0,8	0,1	0,8	1,1	1,5
10	2,6	2,8	0	1,0	1,3	3,5	0,4	0,2	0,2	0,8	0,8	2,0
12,5	2,9	4,3	0,2	0,3	0,9	2,3	1,4	0,9	0,2	0,1	0,4	0,4
15	0,7	0,6	0,1	0	0,5	8,8	3,6	0,6	0	0	0,1	0,5
20	10,6	1,1	0,1	0,1	0,8	20,7	2,5	0,1	0	0,1	0	0,8
30	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1	2,1

Tab. 6.3 Flächennutzungsanteile a_{ir} /%/ für Gemüse

Die Nutzungsanteile für Gemüse in Tab. 6.3 liegen im Mittel bei 2,1 %, um Faktor 7 über dem BRD-Mittelwert. Die räumliche Verteilung ist sehr ungleichmäßig mit größeren freien Flächen und Überhöhungen bis zum Faktor 10, sowie in Quellnähe so viel höher, daß sich eine Vergrößerung des Nutzungsverhältnisses im Mittel um 8 % bei Fallout und 19 % bei Washout, wo sich der Effekt stärker auswirkt, ergibt. Die Flächennutzung ist mit $1,6 \text{ kg/m}^2$ gleich dem BRD-Mittelwert.

Obst hat in Tab. 6.4 mit im Mittel 0,4 %, immer noch 30 % über dem BRD-Mittel, die kleinsten Nutzungsanteile. Die räumliche Verteilung ist ebenfalls sehr ungleichmäßig, mit großen freien Flächen und Überhöhungen bis zum Faktor 6, und in den Außenbereichen höher, so daß das Nutzungsverhält-

r/km/	i: 1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,3	0,3
2	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0,7	0,5	0,4
3	0,1	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0,8	0,7	0,6
4	0,5	0	0	0	0	0	0	0	0,7	0,9	1,0	1,0
5	0,6	0	0	0	0	0	0	0	0,5	0,8	0,7	0,7
7,5	0,4	0,1	0	0	0	0	0	0,4	0,2	0,9	0,7	0,8
10	0,1	0,1	0	0	0	0	0,1	0,1	0,2	0,7	0,6	0,9
12,5	0,1	0,1	0,2	0	0	0,3	0,5	0,6	0,9	0,4	1,4	0,6
15	0	0	0,3	0,1	0	0	0,5	0,5	0,5	0,1	0,6	0,1
20	0,5	0,1	0,3	0,3	0	0,1	2,3	1,4	1,0	0,4	0,5	0,2
30	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4

Tab. 6.4 Flächennutzungsanteile a_{ir} /%/ für Obst

nis sich im Mittel um 13 % verringert. Die Erhebungen der Erträge haben für Garten Nutzungsanteile in Tab. 6.5 von im Mittel 1,2 % erbracht, die weder zu Obst noch Gemüse zuzuordnen, aber in der räumlichen Verteilung mit den von Obst vergleichbar sind.

r/km/	i: 1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	2,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4	1,9	1,9
2	1,5	0	0	0	0,1	0,1	0,1	0	1,1	4,3	3,4	2,8
3	0,6	0	0	0	0	0	0	0	3,3	5,0	4,6	2,0
4	1,2	0	0	0	0	0,1	0,1	0,2	4,8	3,6	1,6	0,5
5	1,2	0	0	0,1	0,1	0,2	0,2	0,4	3,3	2,9	0,4	0,4
7,5	0,9	0	0	0,1	0	0,1	0,3	2,7	0,7	1,6	0,5	0,4
10	0,1	0	0	0	0	0,1	0,5	0,7	0,9	1,2	0,6	0,4
12,5	0,1	0,1	0,1	0	0	1,9	3,6	3,2	1,2	1,1	1,1	0,3
15	0,1	0,1	0,1	0,1	0	1,2	3,4	2,4	1,3	1,0	0,8	0,2
20	0,2	0,1	0,2	0,2	0,1	11,3	2,5	1,7	2,0	1,4	1,1	0,3
30	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2	1,2

Tab. 6.5 Flächennutzungsanteile a_{ir} /%/ für Garten

r/km/	1: 1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	5,1	7,9	8,0	8,4	8,2	6,2	4,4	3,3	1,4	0,2	1,1	1,1
2	0,8	2,4	3,7	7,5	8,7	7,7	8,7	0,9	1,8	2,4	1,9	1,6
3	1,0	2,7	3,9	6,3	8,8	7,0	7,9	4,6	1,8	2,8	2,6	2,7
4	3,9	3,3	3,6	3,7	1,9	8,0	7,3	2,9	2,7	2,5	2,0	1,8
5	3,9	2,9	2,4	7,2	6,6	6,3	8,4	4,8	1,7	2,1	1,2	1,2
7,5	3,0	2,2	2,4	7,1	7,0	5,2	3,3	1,8	0,1	0,7	1,1	1,8
10	3,2	1,6	0,2	3,8	3,2	5,9	0,5	0,4	0,4	0,4	0,5	3,0
12,5	4,0	2,9	3,4	2,9	2,0	2,5	2,0	2,6	0,5	0,4	0,3	2,8
15	4,0	3,5	4,5	3,1	0,7	1,1	2,6	2,2	0,5	0,5	0,3	3,6
20	5,7	4,3	9,9	6,0	2,6	1,7	1,6	0,6	0,4	0,5	0,3	7,3
30	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9	2,9

Tab. 6.6 Flächennutzungsanteile a_{ir} /%/ für Milcherzeugung

Die tierischen Nahrungsmittel sind bei der Ingestionsbelastung mit etwa 40 % beteiligt. Für die Milcherzeugung ergeben sich Nutzungsanteile von im Mittel 2,9 %, ein Drittel des BRD-Mittelwerts, mit sehr ungleichmäßiger Verteilung in Tab. 6.6, aber insgesamt doch so viel höher in Quellnähe, daß sich das Nutzungsverhältnis im Mittel dadurch um 39 % erhöht. Der Flächenertrag ist, bei Folgeprodukten eine abgeleitete Größe. Eine Produktion von 3710 l/a /27/ einer Milchkuh führt bei einem Weidebedarf von $65 \text{ m}^2/\text{d}$ und 6-facher Nutzung im Jahr zu einem Flächenertrag von $E_1 = 0,94 \text{ l/m}^2$. Ein Verlust von etwa 20 %, der von modernen Molkereien bei Trocknungsprozessen verdampft wird, wird vernachlässigt, da die Daten nicht als ausreichend gesichert angesehen werden, insbesondere hinsichtlich des Transportes der einzelnen Nuklide teils mehr mit der festen und teils mehr der flüssigen Phase.

Die Nutzungsanteile für Rindfleisch in Tab. 6.7, die mit 10,7 % im Mittel über das 15-fache des BRD-Mittelwerts betragen, zeigen große Schwankungen mit größeren freien Flächen und Überhöhungen bis zum 4-fachen des Mittelwerts. Gegenüber konstanter

r/km/	1: 1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	17,7	31,2	31,8	32,8	32,1	24,2	17,3	13,1	5,2	0,4	2,4	2,4
2	1,9	12,1	19,0	30,6	34,6	30,1	33,9	3,5	6,2	5,5	4,4	3,6
3	2,1	14,1	20,1	25,8	34,3	27,3	30,8	18,0	4,2	6,4	5,9	7,1
4	9,4	16,4	18,5	15,8	7,5	30,9	28,7	11,0	6,1	6,9	7,6	7,9
5	9,6	14,4	12,4	28,8	26,2	23,9	32,7	18,3	3,8	6,1	5,4	5,4
7,5	7,2	9,8	12,7	28,2	28,6	20,1	12,1	4,6	0,1	1,8	3,0	6,5
10	10,9	7,2	0,7	15,9	13,3	23,4	1,8	0,9	0,7	1,1	1,4	8,3
12,5	15,0	12,7	14,1	12,1	8,0	8,4	4,7	6,2	0,8	1,2	0,9	10,9
15	16,5	13,8	18,1	13,1	2,8	8,1	7,0	5,2	1,4	2,1	0,6	15,1
20	22,4	17,0	37,2	23,0	7,1	5,1	4,4	2,8	1,4	1,3	1,1	27,9
30	10,7	10,7	10,7	10,7	10,7	10,7	10,7	10,7	10,7	10,7	10,7	10,7

Tab. 6.7 Flächennutzungsanteile a_{ir} /%/ für Rindfleisch

Verteilung ist das Nutzungsverhältnis um 40 % erhöht. Der Flächenenertrag ist 24 g/m^2 /27/.

r/km/	1: 1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	10,1	14,1	14,0	12,9	12,6	9,5	6,8	5,2	2,0	0,7	3,6	3,5
2	2,9	17,4	26,6	17,9	13,6	11,8	13,3	1,4	3,9	8,1	6,5	5,3
3	3,4	20,3	29,0	15,4	13,4	10,7	12,1	7,1	6,2	9,5	8,8	16,3
4	18,8	25,3	26,7	11,9	3,2	15,1	11,3	4,6	9,1	16,9	27,1	32,4
5	20,9	23,4	17,5	13,6	22,4	34,5	13,1	8,0	7,7	15,8	22,0	22,0
7,5	14,4	19,7	18,7	12,5	34,0	32,9	12,4	7,0	4,5	3,0	7,0	19,4
10	18,1	14,8	0,8	12,9	18,0	35,6	2,9	1,6	4,5	1,5	1,6	11,3
12,5	22,1	24,6	15,5	11,1	11,3	13,8	6,9	8,6	10,7	19,2	10,9	8,6
15	30,0	29,9	20,3	13,7	4,4	11,8	9,9	7,0	12,1	6,6	3,2	27,8
20	50,6	33,1	21,6	10,6	14,1	16,8	12,9	7,7	11,2	4,9	4,5	47,0
30	16,3	16,3	16,3	16,3	16,3	16,3	16,3	16,3	16,3	16,3	16,3	16,3

Tab. 6.8 Flächennutzungsanteile a_{ir} /%/ für Schweinefleisch

Die Schweinefleischerzeugung liefert mit Nutzungsanteilen von im Mittel 16,3 %, dem 6fachen des BRD-Mittels, den größten Anteil bei tierischen Nahrungsmitteln. Die räum-

liche Verteilung ist, wie Tab. 6.8 zeigt, etwas gleichmäßiger als bei Rindfleisch, mit Überhöhungen bis zum Faktor 2, und führt zu einer Erhöhung des Nutzungsverhältnisses um 24 % bei Fallout und 37 % bei Washout. Eine Produktion von 115 kg/a /27/ eines Schweins entspricht bei 50 % Getreide- und Kartoffelfutter einem Flächenertrag von 50 g/m².

N _n /N _{KBB}		Fallout				Washout			
		Pflanz.	Milch	Fleisch	Summe	Pflanz.	Milch	Fleisch	Summe
SSK	H 3	1,3-4	5,2-5	2,8-5	2,1-4	0	0	0	0
	Co 60	1,09	0,10	0,58	1,77	0,89	0,08	0,45	1,42
	J 131	0,20	0,23	0,01	0,43	0,15	0,18	0,01	0,33
	Cs 134	1,08	1,15	0,17	2,40	0,92	0,93	0,14	1,99
	Cs 137	1,41	1,34	0,20	2,95	2,04	1,48	0,22	3,75
N̄		0,76	0,56	0,19	1,51	1,00	0,67	0,20	1,87
BRD	H 3		5,3-5	7,8-6		0	0	0	0
	Co 60		0,05	0,02			0,04		
	J 131		0,43	0,11			0,33		
	CS 134		0,50	0,83			0,38		
	CS 137		0,50	0,85			0,40		
N̄			0,30	0,36			0,29		
KWB	H 3	6,2-5	1,1-5	3,1-6	7,6-5	0	0	0	0
	Co 60	1,16	0,01	0,01	1,18	0,93	0,05	0,01	0,95
	J 131	0,40	0,09	0,05	0,54	0,31	0,07	0,04	0,42
	Cs 134	1,14	0,11	0,38	1,62	0,89	0,08	0,32	1,29
	Cs 137	1,16	0,11	0,39	1,66	0,93	0,09	0,32	1,34
N̄		0,77	0,06	0,17	1,00	0,77	0,06	0,17	1,00

Tab. 6.9 Nutzungsverhältnisse bei verschiedenen Berechnungsmethoden und Nutzungsdaten

Diese Nutzungsanteile führen zusammen mit den jeweiligen Flächenerträgen zu Nutzungsverhältnissen, die, wie die in Tab. 6.9 auf das Gesamtnutzungsverhältnis des betrachteten Umkreises normierten räumlichen Mittelwerte zeigen, sich von dem entsprechenden des Grenzwertmodells mit den teilweise vom SSK /2/ empfohlenen Nutzungsdaten

erheblich unterscheiden und keineswegs immer kleiner sind. So wird die Nutzung bei J 131 trotz Annahme eines 7-fachen Milch- und Fleischverzehr beim Grenzwertmodell um 20 % unterschätzt, die Pflanzennutzung bei Cs 134 um 5 % trotz Annahme eines 2,5-fachen Verzehr und die Fleischnutzung bei Cs 134 und 137 um 55 und 49 % trotz Annahme eines 7-fachen Verzehr. Der Vergleich mit den BRD-Daten zeigt die Standortbesonderheiten.

D_n / \bar{D}_{KWB}	SSK				BRD				KWB			
	Pf	Mi	Fl		Pf	Mi	Fl		Pf	Mi	Fl	
H 3	107	43	23	173		43	6		50	9	3	62
Co 60		0		8		0			5	0	0	5
J 131	6	7		13		13			12	3	1	16
Cs 134		2		4		1			2	0	1	3
Cs 137		11		25		4			9	1	3	13
andere												
	132	62	28	222		61			79	13	8	100

Tab. 6.10 Nuklidbeiträge /%/ zur Ingestionsdosis bei verschiedenen Berechnungsmethoden und Nutzungsdaten

Zur Beurteilung der Ingestionsnutzungsverhältnisse werden die jeweils daraus resultierenden Belastungen festgestellt. Die in Tab. 6.10 auf die Ingestionsdosis für den betrachteten 30 km-Umkreis normierten Werte zeigen, daß die von SSK /2/ mit dem Grenzwertmodell beabsichtigte Überschätzung insgesamt nur im 2,2-fachen besteht und praktisch allein auf der der H 3-Nutzung beruht, um Faktor 2 bei Pflanzen, 5 bei Milch und 9 bei Fleisch (vgl. Tab. 6.9). Andererseits ergeben sich im einzelnen mehrere teilweise erhebliche Unterschätzungen, die nur wegen der übergroßen Überschätzung beim relevanten H 3 zu keiner Unterschätzung im Gesamtwert führen.

6.3 Mittlere Personennutzung

Der zweite Teil des Nutzungsverhältnisses, der zur Bestimmung der in der Umgebung der kerntechnischen Anlage tatsächlich auftretenden Belastung den Bezug auf die wirklich betroffenen Personen herstellt, ist von der Personendichte, genauer ihrer räumlichen Verteilung im betrachteten Gebiet bestimmt. Zur deutlicheren Abgrenzung gegen Orts- oder Individualdosis auf der einen und Bevölkerungsdosis auf der anderen Seite ist die Personendichte formal in Gl. 3.1 bereits aus dem eigentlichen Nutzungsverhältnis herausgezogen. Sie ist jedoch ein wesentlicher Bestandteil von dieser und hat ihre Bedeutung für dessen realistische Bestimmung in der starken Signifikanz der Abweichungen von der gleichmäßigen räumlichen Verteilung als Folge der örtlichen Korrelation mit den anderen ortsabhängigen Bestimmungsgrößen und den entsprechenden Unterschieden bei verschiedenen Standorten (vgl. 6.4).

$\frac{\%}{r/km/}$	1: 1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	229	0	0	0	0	36	0	0	0	0	0	0
4	22	0	7	262	93	6	43	6	6	0	0	0
5	0	11	233	168	120	0	4	138	26	0	30	169
7,5	21	86	8	0	65	118	10	4	146	24	5	0
10	144	14	3	9	208	55	568	7	40	3	97	0
12,5	65	12	50	64	82	11	287	46	29	20	33	5
15	74	25	149	93	190	29	99	65	25	25	30	18
20	37	158	98	97	36	199	47	36	25	24	54	40
25	193	138	26	89	333	531	56	44	54	19	34	71
30	169	97	39	77	207	529	67	44	29	41	60	75

Tab. 6.11 Verhältnis der Personendichte $P_{ir}/\%$ in den Flächenelementen A_{ir} zum 30 km-Mittelwert

Die räumliche Verteilung der Personendichte ist, wie die in Tab. 6.11 gemäß Gl. 3.24 auf das Flächenintegral 1 normierten P_{ir} -Werte zeigen, mit den Verteilungen des ersten Teils des Nutzungsverhältnisses vergleichbar. Sie weist größere freie Flächen und Überhöhungen bis zum 5,7fachen auf. Da sie in den Außenbereichen höher liegt, ergibt sich durch die örtliche Korrelation mit dem Ausbreitungsverhältnis in Abb. 5.6 eine Erniedrigung des Nutzungsverhältnisses gegenüber konstanter Verteilung im Mittel um 20,6 % bei externer Exposition, 16,3 % bei Fallout und 19,1 % bei Washout.

6.4 Standortrelevanz der Nutzungsverhältnisse

Die Analyse der Nutzungsverhältnisse ergibt, daß gegenüber den Werten, die mit den bisherigen Methoden für die Nutzung bestimmt worden sind, bei KWB keine sehr großen Unterschiede bestehen. Das mittlere Nutzungsverhältnis ist gegenüber dem Nutzungsfaktor zwar geringer, so daß sich für den Sicherheitsabstand ein Faktor von bis zu 6 ergibt. Aber die Nutzungsdaten entbehren in wichtigen Punkten eine ausreichende statistische Grundlage. Für weitere Verbesserungen der Genauigkeit fehlen die erforderlichen Daten teilweise noch ganz.

Das Nutzungsverhältnis unterscheidet sich für die einzelnen Standorte in der BRD jedoch so stark, daß es für die realistische Bestimmung der Strahlenbelastung in der Umgebung einer kerntechnischen Anlage unerlässlich zu erfassen ist. Die in Abb. 6.1 jeweils auf den Mittelwert normierten Personendichten zeigen Abweichungen in der räumlichen Verteilung, die durch die örtliche Korrelation mit den ebenfalls stark ortsabhängigen anderen Bestimmungsgrößen deutlich zu charakteristischen Unterschieden führen.

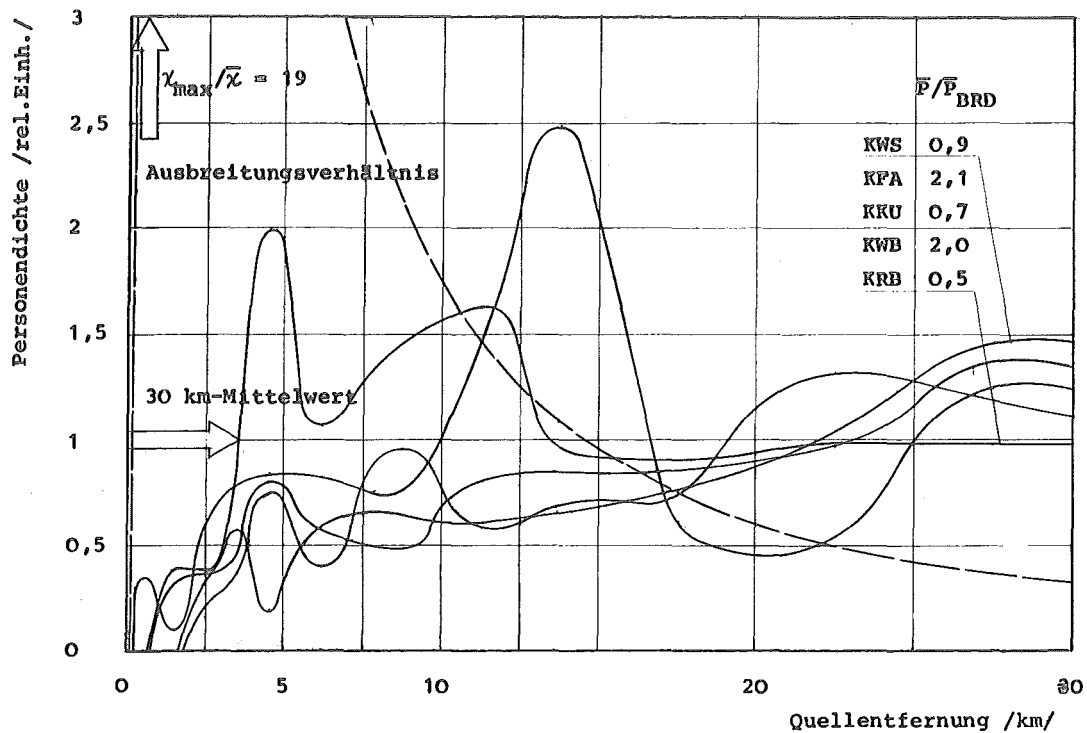


Abb. 6.1 Räumliche Verteilung der Personendichte P_r für verschiedene Standorte

Dabei ist zu beachten, daß die in Abb. 6.1 nach erfolgter Mittelung nicht mehr erscheinenden azimutalen Unterschiede, wie Tab. 6.11 zeigt, sehr groß sind, und wie Abb. 5.6 zeigt, mit teilweise noch größeren bei den anderen Bestimmungsgrößen korrelieren. Die resultierenden Mittelwerte in Tab. 6.12 zeigen, daß die Berücksichtigung der örtlichen Korrelation bei der Integration über das

	KRU	KRB	KWB	KWS	KFA
$\bar{\chi}_p / \bar{\chi}_{p \text{ KWB}}$	0.39	1.12	1.00	1.35	0.54
$\bar{\chi}_p / \bar{\chi}$	0,94	0,82	0,84	0,70	0,70
$(\bar{\chi}_p / \bar{\chi})_{KWB}$	1,18	0,95	0,84	0,81	0,69

Tab. 6.12 Vergleich der mit den Personendichten P_r gewichteten Ausbreitungsverhältnisse $\bar{\chi}_p$ mit den unkorrelierten $\bar{\chi}$

Ausbreitungsverhältnis und die Personendichte zu Werten für die Personendosis führt, die bis zu 30 % niedriger sind und sich für verschiedene Standorte bis zu 40 % unterscheiden. Zu diesen kommen noch die Differenzen hinzu, die durch die für die einzelnen Standorte unterschiedlichen Nutzungsverhältnisse in dessen ersten Teil für die Ingestion bedingt sind.

Abb. 6.1 illustriert insbesondere, daß das Kraftwerksgelände nicht vor etwa 500 m endet, die Aufenthaltswahrscheinlichkeit auf den nächsten 500 bis 3000 m gleich 0 ist und mit weiterer Entfernung langsam ansteigt, so daß der Mittelwert im ungünstigsten Fall erst nach 4 km erreicht wird. Die durch den Einfluß der Personendichte für die Nutzungsverhältnisse resultierenden Unterschiede zu den Nutzungsfaktoren des Grenzwertmodells beruhen nur auf der Berücksichtigung dieser tatsächlichen anstelle konstanter Verteilung bis zum Quellpunkt. Der durch den Bezug auf die ungünstigste Einwirkungsstelle bedingte Unterschied beim Grenzwertmodell kommt weniger beim Nutzungs- sondern praktisch allein beim Ausbreitungsverhältnis zum Ausdruck.

6.5 Nutzung des Abwassers

Das Nutzungsverhältnis beim Abwasser wäre, selbst wenn innerhalb der nächsten 30 km eine Flußwasserentnahme stattfinden würde (vgl. /9/), wegen der noch nicht erfolgten Vermischung in diesem Bereich (vgl. /9/) praktisch immer noch nicht in Betracht zu ziehen. Bei größeren Entfernungen ergeben sich dann aber ganz analoge Verhältnisse wie bei der Abluft.

So ergibt sich z. B. für Trinkwasser als dem relevanten Expositionspfad beim Abwasser, wenn nach /9/ davon ausgegangen wird, daß die Wasserwerke weiter rheinabwärts $4 \cdot 10^6$ Personen mit jeweils 440 l/a versorgen, ein

Nutzungsverhältnis von $5 \cdot 10^{-5}$. Dieser Wert enthält extreme Überbewertungen, weil z. B. nur ganz wenige Wasserwerke, und diese dann nur zu einem sehr geringen Teil, Wasser direkt aus dem Rhein fördern, die tatsächliche Trinkwasseraufnahme andererseits aber nur zu einem kleinen Teil durch das Wasser dieser Werke gedeckt wird. Hierzu sind besondere Nutzungserhebungen erforderlich, die allerdings noch schwieriger als bei den terrestrischen Nahrungsmitteln sein werden.

7. Ergebnisse für KWB

7.1 Personendosis

Nach Gl. 3.30 ergibt sich für die Personendosis D in der Umgebung von KWB bis zu einem Radius von 30 km 135 nrem/a.

7.1.1 Größe des Bezugsgebiets

Die Personendosis ist so viel kleiner, als die maximale Jahresdosis von einigen 10 mrem/a, weil die Bestimmungsgrößen nicht konservativ wie im Grenzwertmodell, sondern realistisch behandelt werden. Der Grundgedanke, der Bezug auf die tatsächlich betroffenen Personen anstatt der ungünstigsten Einwirkungsstelle, führt zwangsläufig dazu, die punktuelle Aussage des Grenzwertmodells durch eine Aussage für ein mittel betroffenes Mitglied des maßgebender

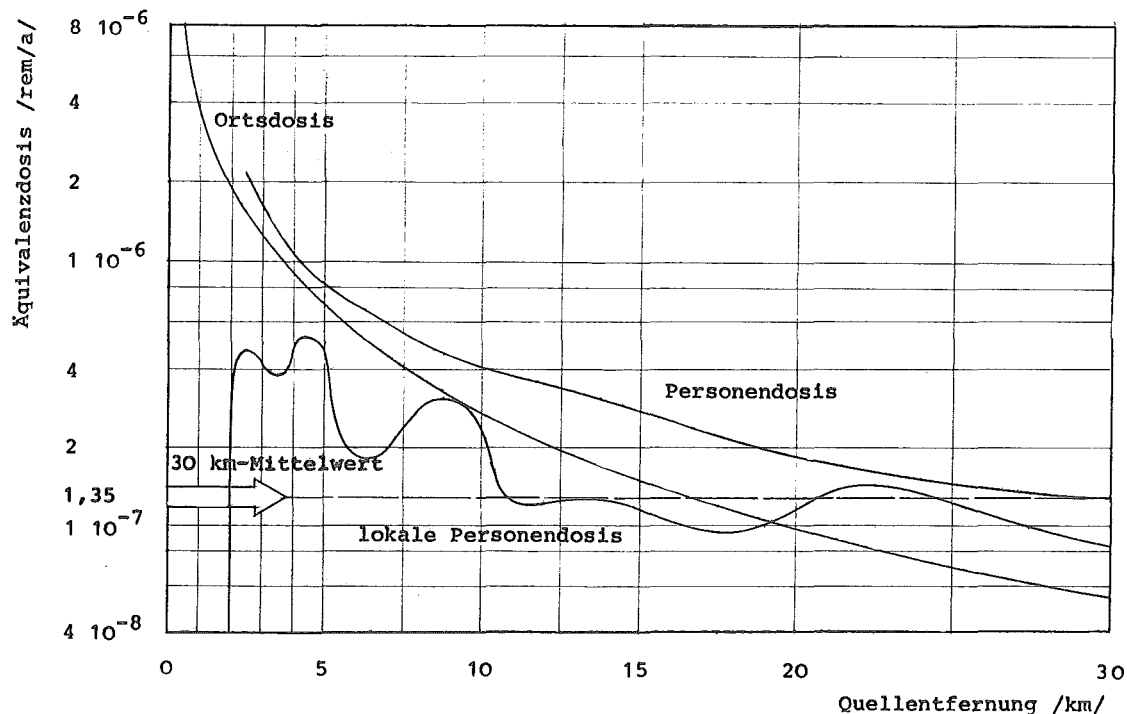


Abb. 7.1 Personendosis D als räumlicher Mittelwert der lokalen Personendosis D_r

Kollektivs zu ersetzen. Die Größe des Kollektivs, die durch den Umkreisradius r_{grenz} gekennzeichnet ist, ist durch die Problemstellung selbst, nämlich die Entfernung, in der eine Person noch als betroffen anzusehen ist, bestimmt. Die dafür maßgebende lokale Personendosis, als deren Mittelwert bis r_{grenz} die Personendosis definiert ist, weicht, wie Abb. 7.1 zeigt, von der dem Grenzwertmodell zugrundeliegenden Ortsdosis nur durch die unterschiedliche Verteilung der Personendichte ab und nur dort besonders stark, wo sie mit dieser ganz gegen 0 geht. Da mit Betroffenen nach Abb. 6.1 erst ab 2 km und dann sehr unterschiedlich zunehmend zu rechnen ist, erhält die Bildung der Personendosis erst für einen Umkreis mit einer Mindestgröße von einigen km Sinn und von einigen 10 km die erforderliche Aussage-schärfe.

Das führt zu den Kriterien für die Festlegung der Mindestgröße, nach den sich bei weiterer Vergrößerung der Mittelwert entweder der maßgebenden Personendichte oder der resultierenden lokalen Personendosis nicht mehr signifikant ändern soll (vgl. 3.3). Da die Abnahme von $\Delta D/\Delta r$ bis zu 16 %/km bei 10 km sehr stark aber im weiteren dann nur sehr langsam und nach 5 %/km bei 30 km noch nicht sehr viel schneller erfolgt, ist für diese Untersuchung damit abgebrochen worden. Die geforderte Unabhängigkeit der Personendosis vom Umkreisradius kann dann schon als gegeben angesehen werden.

7.1.2 Schwankungsbreite

Für eine Einzelperson hat der Wert von 135 nrem/a insofern Bedeutung, als eine nähere Quantifizierung des Risikos für sie gar nicht möglich ist (vgl. 3.3), und sich gleichzeitig wichtige Aufschlüsse zur Frage möglicher Höherbelastungen

ergeben. Dabei sind aufgrund der Verschiedenheit ihrer Ursachen Schwankungen der äußeren, von den Personen unabhängigen und mit diesen verbundenen Bedingungen zu unterscheiden.

r/km/	1: 1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	38,3	0	0	0	0	3,6	0	0	0	0	0	0
4	2,6	0	0,5	16,9	9,6	0,5	2,9	0,3	0,2	0	0	0
5	0	0,7	11,2	5,1	9,4	0	0,2	3,8	0,6	0	0,9	11,7
7,5	1,2	3,6	0,3	0	0,4	4,2	0,3	0,1	2,5	0,4	0,1	0
10	5,2	0,4	0,1	0,1	7,4	1,3	10,9	0,1	0,5	0	1,4	0
12,5	1,5	0,2	0,7	1,0	2,1	0,2	3,9	0,4	0,3	0,2	0,4	0,1
15	1,5	0,4	1,7	1,1	3,8	0,4	1,0	0,5	0,2	0,2	0,3	0,3
20	1,1	1,8	0,8	0,9	0,5	1,9	0,4	0,2	0,1	0,1	0,3	0,5
25	2,0	1,1	0,2	0,6	3,6	3,8	0,3	0,2	0,2	0,1	0,2	0,6
30	1,4	1,6	0,2	0,4	1,8	3,0	0,3	0,2	0,1	0,1	0,3	0,5

Tab. 7.1 Verhältnis der lokalen Personendosis D_{1r} in den Flächenelementen A_{1r} zur Personendosis D

Bei den letzteren führen unterschiedliche Aufenthaltsorte zu den größten Überhöhungen. Sie gehen, wie die in Tab. 7.1 auf ihren Mittelwert, die Personendosis, normierte lokale Personendosis zeigt, an einer Stelle bis zum Faktor 38 und einigen anderen bis etwa 10. Das bedeutet nicht, daß eine bestimmte Einzelperson an einer bestimmten Stelle keine höhere oder niedrigere Strahlenbelastung erhalten kann, sondern daß die Abweichung im langfristigen Mittel nicht sehr groß sein und eine andere Person dann an einer anderen Stelle entsprechend niedriger oder höher belastet werden wird. Die dafür verantwortlichen Fehler in der Behandlung der Ortsabhängigkeit (vgl. z.B. Abb. 5.1) haben jedoch aufgrund der bereits in den Flächenelementen erfolgten

Mittelungen schon längst nicht mehr die beim Grenzwertmodell bestehende Dimension und gleichen sich vor allem dann bei der gesamten Integration für die Personendosis weiter aus. Die Fehlerbreite ist also schließlich, wie bereits bei der Signifikanz bei der Ausbreitung in 5 nachgewiesen worden ist, relativ klein.

Unterschiedliche Lebensgewohnheiten, insbesondere beim Verzehr, führen bei der Ingestionsdosis zu Schwankungen. Sie sind wesentlich kleiner und für die Dosis von geringerem Einfluß. Eine Erhöhung des Verzehrs führt bereits aus Bilanzgründen nur ziemlich vermindert zu einer Dosiserhöhung, weil dann mit größerer Wahrscheinlichkeit Unkontaminiertes verzehrt wird, anderes, teilweise stärker kontaminiertes weggelassen werden muß, zu anderen Zeiten dafür weniger gegessen wird und, was schließlich doch mehr an kontaminiertem ingestiert wird, bei anderen Personen dann fehlt. Insgesamt laufen praktisch alle Abweichungen im einzelnen überwiegend auf Änderungen bloß der Verteilung hinaus und führen zu Überhöhungen, die nicht wesentlich anders sind, sondern nur an anderen Stellen zu anderen Zeiten auftreten und am Mittel nichts ändern. Da dies alle anderen Glieder bei der Bestimmung der Ingestion, nicht zuletzt die Transferfaktoren genauso betrifft, und Änderungen bei einem Glied auch schon aus reinen Bilanzgründen dann bei einem anderen entsprechend umgekehrte nach sich ziehen müssen, ist die Fehlerbreite entgegen der bisherigen Auffassungen im Rahmen des Grenzwertmodells relativ klein, in der Größenordnung einiger 10 %.

Andere Schwankungen, im wesentlichen durch die der Emissionen und Ausbreitungsbedingungen verursacht,

sind, obwohl sie viel größer werden können, diesen gegenüber bedeutungslos, weil ihre Abweichungen vom Mittel aufgrund ihrer stochastischen Natur keine Änderungen des Risikos erzeugen, das radioökologisch nur langfristig definiert ist. Andererseits sind diese Schwankungen vor dem Hintergrund eines großen Unschärfebereichs zu sehen, der durch den Mangel an gesicherten Daten und Parametern besteht, beginnend von der Quantifizierung der Dosiswirkungsbeziehungen in 2.1.2 bis zur Bestimmung der Ausbreitungsparameter in 5.2 und Nutzungsdaten in 6.2, und der an diesen Stellen daher so weit wie möglich aufgezeigt ist. Für Schlußfolgerungen (vgl. 8) ist er von entscheidender Bedeutung. Der Wert einer Aussage über die Strahlenbelastung in der Umgebung einer kerntechnischen Anlage wird durch diese Unschärfe entsprechend gemindert, aber, und darauf zielt die Personendosis, um so weniger, je integraler sie ist und je mehr sie die Abweichungsmöglichkeiten mit einbeziehen kann.

7.1.3 Bewertung von Standort und Anlage

Die eigentliche Bedeutung des Wertes von 135 nrem/a liegt in ihrer Aussage über Standort und Anlage aus übergreifender radiologischer Sicht.

Wenn von der Emission in 4.3 ausgegangen wird, die aufgrund langfristiger Beobachtung als genau erfaßt und im weiteren Betrieb im Mittel zu erwarten gelten kann, ergibt sich eine Grundlage zur quantitativen Beurteilung des Standorts.

So kann für den Standort von KWB im einzelnen gesagt werden, daß die Belastung aufgrund der ungünstigen Ausbreitungsbedingungen dort nach Tab. 5.5 um fast

Faktor 2 höher ist gegenüber der bei KFA und um Faktor 3 höher gegenüber der bei KKU. Die Ausbreitungsbedingungen sind nur bei KWS noch erheblich schlechter. Bei der Bevölkerungsverteilung, wo die Unterschiede und deren Einfluß schon viel geringer sind, ist der Standort von KWB nach Tab. 6.12 wiederum etwas ungünstiger als der von KWS und KFA. Nur KKU ist aufgrund des nahen Nordenham noch erheblich schlechter, fast um 50 %. Bei KRB führt die große Nähe von 2 Ortschaften (vgl. Abb. 6.1) nicht zu einer besonderen Erhöhung der Personendosis.

Nach den Nutzungsverhältnissen ist der Standort von KWB ebenfalls nicht günstig, weil nach Tab. 6.10 der Vorteil einer geringen Milcherzeugung durch eine sehr überdurchschnittliche Getreidewirtschaft wieder mehr als zunichte gemacht wird. Insgesamt muß der Standort von KWB zu den ungünstigen gezählt werden.

Wenn umgekehrt von den Standortdaten in 5.3.1, 6.2 und 6.3 als gegebenen oder im Mittel zu erwartenden Bedingungen ausgegangen wird, ergibt sich eine Grundlage zur quantitativen Beurteilung der Anlage aus radiologischer Sicht.

	D/D	(D/D) _{Spek}	(D/D) _{Xe133}	D _{Xe133} /D	(D/D) _{H 3}
KWB A 75	1,0	1,0	1,0	0,6	1,0
76	1,2	1,3	0,7	0,4	1,0
77	0,1	0,9	0,1	0,5	0,7
78	0,3	1,0	0,3	0,7	2,1
KWB B 76	0,9	0,9	1,0	0,7	1,0
77	2,5	1,0	2,7	0,7	0,7
78	1,0	1,0	1,2	0,8	0,4

Tab. 7.2 Abweichung der Dosiswerte in den einzelnen Betriebsjahren gegenüber dem jeweiligen Mittelwert 1975/76-7

So ist für KWB festzustellen, daß die Standortbelastung als Folge der unterschiedlichen Emission sich nach Tab. 7.2 in den betrachteten 7 Betriebsjahren sehr stark ändert, nach oben aber nur aufgrund genau spezifizierbarer Störungen. Deren Stellenwert kann nun mittels der Personendosis quantitativ festgestellt werden. Und da schließlich, wie die weitere Analyse in 7.3 zeigt, alle anderen signifikanten Abweichungen ebenso ganz bestimmten Betriebszuständen zugeordnet werden können, entsteht insgesamt die Möglichkeit, die Anlage bis hin zur Auslegung beurteilen zu können. Aus aufsichtstechnischer Sicht ist dabei entscheidend, daß bei den Abweichungen kein systematischer Trend zu höherer Belastung auftritt. Weiter kann für KWB gesagt werden, daß die Standortbelastung aufgrund der hohen Abgaben der relevanten Nuklide über der von vergleichbaren anderen DWR liegt, z.B. eine Größenordnung über KWO. Ein genauer Vergleich ist jedoch erst mittels der vollständigen Personendosis möglich.

7.2 Expositionsbeiträge

Weitere Aufschlüsse für die Beurteilung von Standort und Anlage ergeben sich durch die Kenntnis der Beiträge der einzelnen Expositionspfade.

Außer in den Nukliden (vgl. Tab. 7.3) unterscheiden sich die Expositionspfade vor allem durch die Ausbreitungsvorgänge und dabei auch in der räumlichen Verteilung. Während die Unterschiede sonst nur geringfügig sind, ist die Ortsabhängigkeit bei der Ingestion, wie Abb. 7.2 zeigt, durch die Berücksichtigung der Ortsbindung nach 3.2.3 völlig anders. Wegen der Gegenläufigkeit gegenüber den anderen Ex-

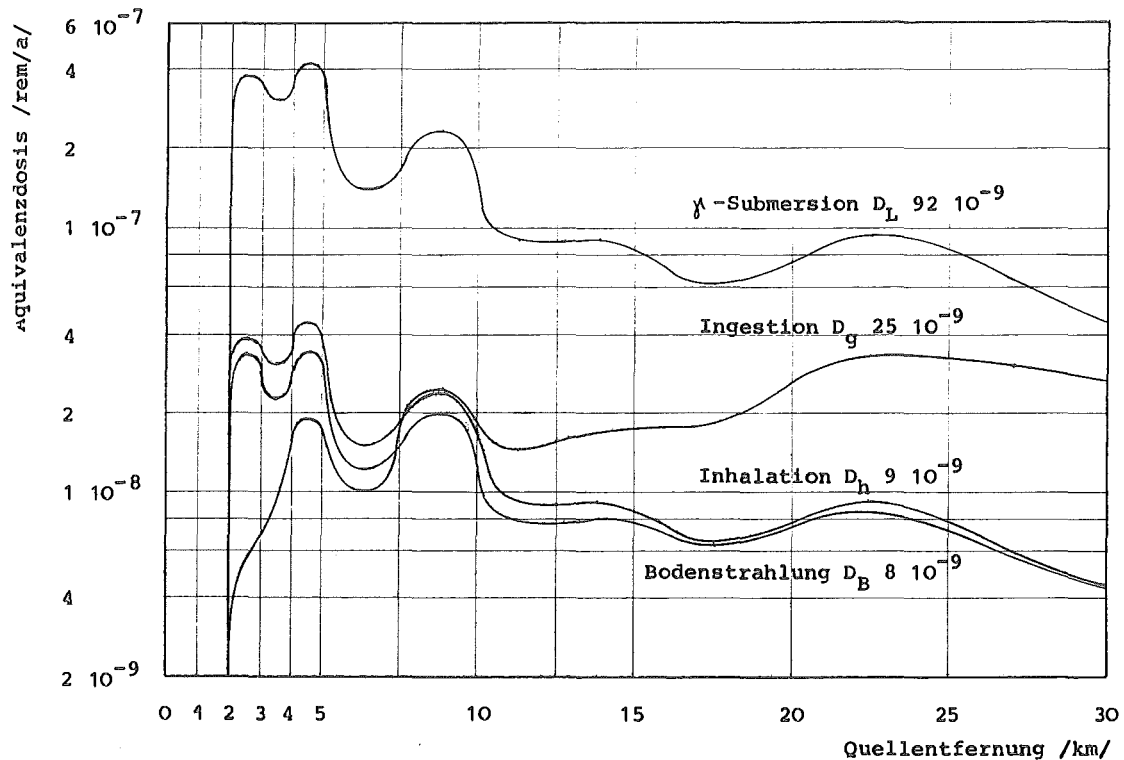


Abb. 7.2 Räumliche Verteilung der lokalen Personendosis D_{pr} der einzelnen Expositionspfade p

positionspfad werden die höchsten lokalen Personendosen in Quellnähe in Tab. 7.1 durch die Ingestion nicht noch weiter, aber die niedrigeren in den Außenbereichen stärker erhöht. Wenn die Nahrungsaufnahme bereits am Produktionsort erfolgen würde, wäre die Ingestionsdosis 33 statt 25 nrem/a, also um 30 % höher.

Die γ -Submersion hat mit einem Anteil von 68 % gegenüber der höchsten denkbaren Dosis an Relevanz stark verloren. Die Ingestion und Inhalation wird dort, wie der Vergleich mit Tab. 4.14 zeigt, erheblich unterschätzt, auch bei der höchstzulässigen Emission in Tab. 4.16.

Der hohe Ingestionsanteil von 18 % wird nach Tab. 6.10 zu 79 % durch den Transferpfad Pflanzen bestimmt. Wenn die Verluste bis zur Nahrungsmittelaufnahme unberücksichtigt blieben, würde die Ingestionsdosis von 25 noch auf 79 nrem/a steigen. Allerdings ist die Getreidewirtschaft am Standort von KWB nach Tab. 6.1 doppelt so intensiv wie im BRD-Mittel. Der Milchpfad trägt nur 13 % bei und ist insbesondere auch in der Sensitivität überschätzt worden (vgl. Tab. 4.20), denn wenn statt der standortspezifischen in Tab. 6.6 die 3-fach höhere bundesdurchschnittliche Milcherzeugung unterstellt würde, würde sich die Ingestionsdosis nur auf 32 nrem/a erhöhen. Fleisch ist nur mit 8 % beteiligt.

7.3 Nuklidbeiträge

Da die Sensitivität des Emissionsspektrums bei der Dosisberechnung die aller anderen Wirkungszusammenhänge nach 4.2 bei weitem übertrifft, ist die Kenntnis der Nuklidbeiträge für die Beurteilung der Anlage im einzelnen entscheidend.

Die Zusammenstellung der wichtigsten Nuklidbeiträge zur Ganzkörperdosis in Tab. 7.3 zeigt, daß die Verhältnisse bei der Personendosis teilweise sehr anders liegen, als bei der höchsten denkbaren Dosis, und völlig anders, wenn dabei die höchstzulässige Emission (vgl. Tab. 4.16) zugrundegelegt wird. Xe 133 bildet auch bei der Personendosis das relevante Nuklid, aber nicht mehr so ausgeprägt. Weil der Expositionsbeitrag der γ -Submersion als Folge der geringeren Nutzung von 89 in Tab. 4.14 auf 69 % gesunken ist, fällt der Xe 133-Beitrag von 65 auf

n	D_{nL}/D	D_{nB}/D	D_{nh}/D	D_{ng}/D	D_n/D
H 3			7	11	18
Ar 41	1				1
Co 60		5		1	6
Kr 85 m	1				1
Kr 87	1				1
Kr 88	3				3
J 131				3	3
Xe 133 m	3				3
Xe 133	50				50
Xe 135	10				10
Cs 137		1		3	4
Summe	69	6	7	18	100

Tab. 7.3 Nuklidbeiträge zur Personendosis für die einzelnen Expositionspfade

50 %. H 3, dessen Beitrag von 4 auf 18 % steigt, wird damit auch für die Dosissumme relevant, weil die Expositionsbeiträge der Ingestion von 3 auf 18 % und der Inhalation von 1 auf 7 % zugenommen haben. Dabei ist die Relevanz von H 3 bei der Ingestion von 78 auf 62 % gesunken, weil der Transferanteil der Pflanzen bei genauer Erfassung der Nutzungsverhältnisse nicht 62 sondern 50 % beträgt.

Das bedeutet, daß die starke Dosisvarianz in Tab. 7.2, die auf der hohen Relevanz von Xe 133 beruht, im Maximum KWB B 77 auf einer gegenüber dem Mittel 4-fach höheren Ableitung wegen Hüllrohrundichtigkeiten in den letzten Monaten (vgl. Abb. 4.3), geringer wird, wobei die Emission von H 3 sich durch andere Betriebsvorgänge, insbesondere hohe Borierungen ändert, was in einigen Jahren gegenläufig zur Xe-Emission erfolgte.

Daß sich für die Nuklidbeiträge bei der Personendosis teilweise völlig andere Werte ergeben, belegt, daß sie nur unter Verwendung realistischer Daten die gesuchte Grundlage bilden kann, die Emission im einzelnen, also in Größe und Zusammensetzung und damit die Anlage und deren Betriebszustand, beurteilen zu können. Bei jeder Abweichung davon verliert der Nuklidbeitrag und damit die Personendosis ihre Eigenschaft, den Wert einer Wirkung einer ganz bestimmten Ursache anzugeben. Dabei ist noch von ungleich größerer Bedeutung, daß die Bilanz erhalten bleibt, als daß die Aufteilung auf die einzelnen Expositions- und Transferpfade vollkommen richtig erfaßt wird.

7.4 Sicherheitsabstand

Nachdem das Normierungskriterium infolge des Modellkonzepts in 3.1 entfallen konnte, kann aufgrund der Ergebnisse nun auch das Risikokriterium als Grundlage für die Festlegung von Grenzwerten, deren Einhaltung bei Auslegung und Betrieb von kerntechnischen Anlagen sicherzustellen ist, aufgegeben werden. Für die Bewertung der Personendosis ist zwar ebenfalls ein Bezugspunkt erforderlich, aber dabei völlig bedeutungslos, ob dieser bereits einen Sicherheitszuschlag enthält, solange der Abstand dadurch nicht wesentlich gemindert wird. Ohne daß damit eine Festlegung oder Konsequenz verbunden ist, wird daher als Bezug für die hier zu treffende Feststellung die in der Natur am Standort bereits bestehende Strahlenbelastung von etwa 110 mrem/a gewählt /25/. Dadurch soll lediglich deutlich gemacht werden, daß für die Beurteilung von Standort und Anlage mittels der Personendosis die einfachste Pragmatik, der Bezug auf die Realität ausreicht und eine sicherheitstechnische Argumentation zum Bezugspunkt völlig entbehrlich ist, da es ausschließlich um die einfache Feststellung geht, daß die Personendosis sehr klein ist. Und zwar so klein, daß wenn nicht fest-

gestellt werden kann, ob ab 30 oder erst 110 mrem/a /1, 25/ mit einer Gefährdung zu rechnen ist, dies bei einem Wert, der um 1 Million kleiner ist, in der erforderlichen Uneingeschränktheit sehr wohl erfolgen kann.

Die in 3.3 als repräsentatives Maß für die Sicherheit gegen eine gefährdende höhere Strahlenbelastung interpretierte Differenz zwischen Personendosis und Bezugspunkt kann aufgrund der Ergebnisse nun als solche realisiert werden. Sie kann nicht dazu dienen, Ereignisse, die zu höheren Belastungen führen und in die Personendosis bereits eingegangen sind, zur sicherheitstechnischen Abdeckung ein zweites Mal zu berücksichtigen, zumal die Eintrittswahrscheinlichkeiten hier gerade nicht die Bedeutung wie bei Störfallbetrachtungen, sondern die von bloßen Wichtungsfaktoren ohne Ausschlußwirkung haben. Bei der Differenz geht es ausschließlich um Ereignisse, die in dem durch 135 nrem/a gekennzeichneten Risiko nicht erfaßt sind, also um Erhöhungen als Folge von systematischen Abweichungen, die insbesondere bei der statistischen Behandlung der Zeitabhängigkeit nicht mitgenommen worden sind, z.B. langfristig höhere Aufenthaltszeiten einzelner Personen in geringerer Quellentfernung oder langfristig höherer Verzehr von stärker kontaminierten Nahrungsmitteln durch einzelne Personen. Das bedeutet, daß die Differenz als Sicherheitsabstand das Einzelrisiko, auch wo es in der erfaßten Ereignismenge nicht enthalten ist, abdeckt. Das bedeutet ferner, daß die Personendosis die Grundlage für eine quantitative Bestimmung einer neu zu definierenden höchsten denkbaren Dosis bilden kann.

Erhöhungen der Belastung können vor allem auch durch die Anlage selbst bei im Mittel höheren Emissionen entstehen. Dabei geht es um die entscheidende Frage, ob die bisher aufgetretenen Emissionen so niedrig wie (sinnvoll /16/) /1/ möglich waren und ob Verbesserungen erforderlich sind.

Das bedeutet, daß der Sicherheitsabstand ein entscheidendes Kriterium für Auslegung und Betrieb einer kerntechnischen Anlage darstellt, z.B. für den Einsatz und die Leistungsfähigkeit von Rückhalteeinrichtungen, für die Dimensionierung und Funktionsweise Lüftungstechnischer Maßnahmen, für Betriebseinschränkungen bei Leckagen bestimmter Größe und Dauer im Normalbetrieb oder für den Austausch von Brennelementen bei einem bestimmten Ausmaß von Hüllrohrschäden während der Zykluszeit.

7.5 Exposition über den Wasserpfad

Die Personendosis im betrachteten Umkreis von 30 km beruht ausschließlich auf der Strahlenexposition über den Luftpfad. Die Exposition über den Wasserpfad betrifft ganz andere Personen weit außerhalb dieses Bereichs und ist hier nicht in Betracht zu ziehen. Für die Personendosis dort ergeben sich dann ganz analoge Verhältnisse, wozu jedoch besondere Untersuchungen, insbesondere der Nutzung, erforderlich sind.

8. Allgemeine Ergebnisse und Schlußfolgerungen

8.1 Zusammenfassender Vergleich mit dem Grenzwertmodell

Bei der Aufgabe des Grenzwertmodells hinsichtlich der Einhaltung der höchstzulässigen Grenzwerte sind die bestehenden Risikogesichtspunkte implizit berücksichtigt. Sie sind durch das Prinzip der höchsten denkbaren Dosis und deren Berechnungsmethode /2, 3/ abgedeckt. Im Gegensatz dazu werden beim hier entwickelten Modell die Risikozusammenhänge explizit als Ausgangsbasis genommen. Bei der Aufgabe dieses Modells hinsichtlich der Beurteilung der tatsächlichen Strahlenbelastung ist es das Ziel, das Risiko zu quantifizieren. Darauf beruht der grundsätzliche Unterschied zum Grenzwertmodell. Die Quantifizierung setzt realistische Verhältnisse voraus. Im einzelnen führt das zu einer Reihe von Differenzen, die in Tab. 8.1 zusammengestellt sind.

Hinsichtlich Theorie und Anwendung sind zwei Problemkreise zu unterscheiden, die Frage eines realistischen Berechnungsmodells und realistischer Ausgangsdaten. Der zweite wird entscheidend durch die Quellstärke bestimmt, die für jedes Nuklid getrennt gemessen wird. Der erste wird es durch die Integration über die resultierende Ortsdosis, wobei die verschiedenen räumlichen Verteilungen der Bestimmungsgrößen von entscheidender Bedeutung sind. In diesen beiden Punkten ist der Unterschied zwischen Grenzwert- und Integralmodell von größter Auswirkung.

Die anderen der in Tab. 8.1 zusammengestellten Unterschiede sind für das Gesamtergebnis von geringerem Einfluß. Sie sind jedoch eine zwangsläufige Folge des neuen Lösungsansatzes und für die innere Konsistenz des resultierenden Integralmodells unentbehrlich. So ist bemerkenswert, daß bei den meteorologischen Daten in der Verwendung der Meßwerte der Wetterstatistik kein Unterschied besteht,

	Grenzwertmodell	Integralmodell
Emission	höchste denkbare Quellstärke in 4 Nuklidgruppen Nuklidspektrum höchster denkbare ökolog. Wertigkeit	gemessene Quellstärke für jedes Nuklid Emissionsstatistik
Ausbreitung Luft	Maximum der Konta- mination (ungün- stigste Einwirkungs- stelle) met. Wetterstatistik	lokale Kontamination met. Wetterstatistik
Wasser	Gauß-Fahnen-Formel Maximum der Konta- mination	Gauß-Fahnen-Formel lokale Kontamination Verfrachtung
Nutzung	Kompartiment-Modell	System von Bilanz- gleichungen
Transfer	keine Verluste (außer rad. Zerfall)	reale Verluste
Ingestion	höchste denkbare Aufnahme jedes Nah- rungsmittels	lokale Nahrungsmit- telproduktion
Metabolismus	Dosisfaktor für je- des Nuklid	landw. Erzeugerstatistik (Mengenbilanzen) Dosisfaktor für je- des Nuklid
Bezugsperson	höchste denkbare Belastungsumstände (kritische Bevölke- rungsgruppe)	lokale Personendichte (mittel belastete Person)
Gesamtdosis	Addition der maxima- len Beiträge der Be- lastungspfade	Integration über die Ortsdosisbeiträge

Tab. 8.1 Überblick zum Vergleich von Grenzwert- und Integralmodell und einiger Bestimmungsgrößen

daß dies aber beim Grenzwertmodell sehr inkonsistent ist und zu erheblichen Unterschätzungen der höchsten denkbaren Dosis führt (vgl. 5.3.2).

8.2 Allgemeine Ergebnisse

Die Aussage des Grenzwertmodells ist quantitativ nur hinsichtlich der Garantie von Bedeutung, daß eine höhere Strahlenbelastung durch die betrachtete kerntechnische Anlage als die so berechnete für jedermann ausgeschlossen werden kann. Wieviel die Belastung in Wirklichkeit jedoch für eine Einzelperson tiefer liegt, ist dabei irrelevant.

Das Ergebnis des Integralmodells stellt dagegen einen ziemlich genauen Wert für die Strahlenbelastung dar, die eine Einzelperson in der Umgebung der kerntechnischen Anlage im Mittel tatsächlich erhält. Die Genauigkeit ist einerseits eine Frage der Ausgangsdaten und des Berechnungsmodells. Andererseits spielt die Mittelwertbildung dabei eine ganz besondere Rolle.

Qualitativ ergibt sich, daß die Mittelwertbildung für ein entsprechend realistisches Ergebnis über die betroffenen Personen zu erstrecken ist. Zwangsläufig muß sie dann auch über die tatsächlich auftretende Kontamination erfolgen. Dabei muß sie auch die zeitlich schwankende Emission und die Ausbreitungsbedingungen erfassen sowie die außerdem noch räumlich unterschiedliche Nutzung. Die örtliche Korrelation der Bestimmungsgrößen ist von großer Bedeutung, weil deren räumliche Verteilungen stark und unterschiedlich schwanken.

Quantitativ kommt es dabei sehr auf den Umfang der Mittelwertbildung an. Als Kriterium für die Größe des zugrundezulegenden Umfangs ergibt sich, daß sie dann erreicht ist, wenn sich der resultierende Mittelwert bei weiterer Vergrößerung nicht mehr signifikant ändert. Dann ist die Strahlenbelastung, die eine Einzelperson in der Umgebung erhält, unabhängig von deren Größe.

Für die Größe des Umkreises, der zur Bestimmung der Belastung über den Abluftpfad zugrundezulegen ist, ergibt sich ein Gebiet von etwa 30 km Radius (vgl. 7.1.1). Für die Belastung über den Abwasserpfad ergibt sich ein Uferstreifen längs des Flusses, der im allgemeinen um Größenordnungen länger, also auch bei durchschnittlich geringerer Breite insgesamt entsprechend erheblich größer ist. Durch die Belastung über den Abwasserpfad, die sich als noch viel geringer als über den Abluftpfad erweist, sind also ganz andere Personen betroffen. In diesem Punkt kommt der Unterschied zum Grenzwertmodell am stärksten zum Ausdruck.

Gleichzeitig stellt das Ergebnis des Integralmodells, gemessen z. B. an der in der Natur bereits bestehenden Strahlenbelastung, auch ein Maß für die Sicherheit gegen eine höhere Belastung dar. Dabei erweisen sich tatsächlich auftretende höhere Belastungen, z. B. durch geringeren Quellabstand oder ungünstigere Lebensgewohnheiten, um mehr als 10^{-4} mal kleiner als der Sicherheitsabstand zur natürlichen Belastung. Das bedeutet, daß das Einzelrisiko durch einen Sicherheitsfaktor von mindestens 10^4 abgedeckt angesehen werden kann.

8.3 Schlußfolgerungen

Obwohl bei den bisherigen Untersuchungen /7, 8, 9, 12/ aufgrund der verwendeten konservativen Daten und Methoden im allgemeinen gefolgert wurde, daß die Strahlenbelastung in der Umgebung in Wirklichkeit sicher kleiner als berechnet sind, blieb dies bei allen gezogenen Konsequenzen hinsichtlich der Anlage und ihrer Behandlung völlig unberücksichtigt. Wenn dies auf der Unkenntnis des tatsächlichen Sicherheitsabstandes beruht, wirft das hier gewonnene Ergebnis die Frage auf, ob angesichts der unerläßlichen Prüfung, wenn die Anlage läuft, schon vorab eine Prüfung erfolgen muß, die bei vorausgesetzten realen Verhältnissen einschließlich Normalbetrieb unweigerlich zu Werten führt, die weit unterhalb des Problemereichs liegen.

Wenn einerseits aus hier nicht interessierenden Gründen ein möglichst hoher Dosiswert bestimmt werden soll, und dazu mit ungünstigen Annahmen und Sicherheitszuschlägen gerechnet wird, wird sich, so lange der Bereich konsistent definierbarer Ereignisse und Ereigniswahrscheinlichkeiten nicht verlassen wird, immer noch ein großer Sicherheitsabstand ergeben. Eine realistische Rechnung, wenn sie durchgeführt werden kann und soll, ist dadurch jedoch nicht zu ersetzen und um die Größe des Sicherheitsabstandes festzustellen, wie gezeigt, auch nicht der richtige Weg.

Andererseits besteht bei der Emission kein angemessener Grund, weder für den Antragsteller hohe Quellstärken für einen gewissen Spielraum zu beantragen, überhaupt bestimmte Werte zu beantragen, noch für die Genehmigungsbehörde, der Prüfung andere als die realistischen Erwartungswerte zugrunde zu legen. Dabei ist lediglich unterstellt, daß die kerntechnische Anlage nach dem ohnehin

nur genehmigungsfähigen Stand von Wissenschaft und Technik auszulegen und zu betreiben ist. Höhere Emissionen sind nicht nur im Normalbetrieb auszuschließen, sondern bereits wenn sich ein signifikanter Anstieg über den sonstigen Mittelwert zeigt, Veranlassung zu entsprechenden Prüfungen der Aufsichtsbehörden hinsichtlich eines möglichen oder drohenden Störfalls.

Die Kenntnis des tatsächlichen Sicherheitsabstandes ermöglicht eine Beurteilung der Bedeutung, Erforderlichkeit und Zielsetzung für die weitere Entwicklung. Für weitere Verbesserungen der Rückhalteeinrichtungen der kerntechnischen Anlage, die zwar durchaus möglich erscheinen, sind angesichts der großen Unterschiede im Verhältnis von Wirkung zu Aufwand und der Größe des bereits existierenden Sicherheitsabstandes zuvor jedoch erst entsprechend differenzierte Kriterien aufzustellen, die sich nicht auf den Emissionsgewinn ΔQ , sondern das resultierende ΔD der tatsächlichen Dosis beziehen. So kann die Zielsetzung der Weiterentwicklung von Jodfiltern nach Tab. 7.3 nur darin bestehen, einen Anteil von 3 % der geringen Umgebungsbelastung weiter verringern zu wollen. Weil für eine H 3-Rückhaltung keine besondere Möglichkeit gesehen wird, werden um die dabei entstehenden 18 % andererseits keinerlei Anstrengungen unternommen. 63 % der durch Xe hervorgerufenen Umgebungsbelastung sind als Ergebnis einer Reduktion auf bereits 0,5 % durch das Abgassystem nicht nur am effektivsten, sondern möglicherweise auch am einfachsten weiter zu senken. Schwieriger wird die Frage der Kriterien, wenn Vergleichsmöglichkeiten fehlen, wie z.B. bei der Kaminhöhe, wo eine Verdopplung nach Tab. 5.2 zu einer Verringerung der Belastung auf die Hälfte führen würde. Ein Instrument zur quantitativen Beurteilung, ob die abgeleitete Aktivität so gering wie (sinnvoll /16/) /1/ möglich ist, liegt mit diesem Modell im Prinzip jedenfalls vor.

Diese Untersuchung zielt vor allem aber auf Entwicklungsfragen, die die Berechnung selbst und dabei insbesondere die Unbestimmtheiten und Mängel bei den Daten und Parametern betreffen. Sie sind dazu an allen fraglichen Stellen hier soweit wie möglich aufgezeigt. In vielen Punkten erscheint die Notwendigkeit einer weiteren Entwicklung nun aber wieder fraglich, da für den großen Sicherheitsabstand meist nur relativ bedeutungslose Änderungen zu erwarten sind. So ist die Bedeutung des Ausbreitungsmodells (vgl. /9/) sehr klein, da die gestellte Aufgabe nahezu jede Abklingfunktion erfüllt, wenn sie durch die Messung geeigneter Parameter ausreichend an die Realität angepaßt wird. Lokal auftretende Unterschiede ändern das Integral kaum. Das gilt, wie die Analyse in 5 und 6 zeigt, mit Ausnahme vielleicht der relevanten Schwachwindlagen, für die meisten Ausbreitungs- und Nutzungsdaten und -parameter (vgl. 7.1.2). Die Notwendigkeit der Absicherung, insbesondere der relevanten Standortdaten, ist davon ebenso unberührt, wie die der Emissionswerte, zumal diese teilweise immer noch mit einem Schlauchfaktor 10 für die Messung beaufschlagt sind.

Eine andere Weiterentwicklung, nämlich die zur Behandlung von Störfallfragen, erscheint jedoch dringend erforderlich, da sie im Gegensatz zum Integralmodell mit dem Grenzwertmodell jedenfalls nicht erfolgen kann. Diese Untersuchung versteht sich als Beitrag dazu.

9. Symbole

a_{irm}	Anteil $\%$ der Nutzungsart m am Flächenelement ir , mit m : <u>P</u> flanzen (Getreide, Kartoffeln, Obst, Garten), <u>B</u> lattgemüse, <u>M</u> ilch, <u>F</u> leisch (Rind, Schwein), <u>F</u> utter (Def. Gl. 3.16)
A_{ir}	Fläche $/m^2/$ des Flächenelements ir
A_{irm}	Menge der Nutzungsart m im Flächenelement ir , (Anbaufläche $/m^2/$, Viehstückzahl bei m : Milch und Fleisch)
$B(\mu r)$	Dosisaufbaufaktor in Luft mit dem Schwächungskoeffizient μ (Def. S. 35)
C	Aktivitätskonzentration $/Ci/kg$ bzw. $l/$ (s.S. 16)
C_1	Aktivitätskonzentration $/Ci/m^2/$ nach Ausbreitung in den Primärmedien (s. Abb. 2.2)
D	Personendosis $/rem/a/$ (Def. Gl. 3.1 bzw. 3.29)
D_{ir}	lokale Personendosis $/rem/a/$ im Flächenelement ir (Def. Gl. 3.25-3.28 als Produkt aus relativer Personendichte und Ortsdosis (vgl. Gl. 3.1))
D_{npl}	Dosis $/rem/a/$ hervorgerufen durch das Nuklid n und den Belastungspfad p für das Organ l einer Einzelperson im Jahr, mit p : $L = \gamma$ -Submersion aus der Abluftfahne, $B = \gamma$ -Submersion durch Bodenstrahlung, h = Inhalation, g = Ingestion, β = β -Submersion und l : GK = Ganzkörper, SD = Schilddrüse (s.S. 24)

E_{irm}	Ertrag /kg/ der Nutzungsart m im Flächenelement ir
E_{1irm}	Ertragsdichte /kg/m ² / (s.S. 23 und 38)
E_2	Futtermittelertragsdichte /kg/m ² / (s.S. 37)
E_3	Nahrungsmittelverzehrrate /kg/a/ (s.S. 37)
E_5	Massenbelegung des Bodens: /kg/m ² / (s.S. 23 und 38)
f_W	Anteil der Ablagerung durch Washout (s.S. 23 u. 38)
F_{ir}	Falloutverhältnis /1/m ² / im Flächenelement ir (Def. Gl. 3.8)
g_p	Dosisfaktor /rem/Ci/ für den Belastungspfad p (/rem m ³ /Ci S/ bei p = L) (s.S. 16 und 42)
G_{ir}	Ausbreitungsverhältnis für p = L im Flächen- element ir (Def. S. 42)
h_i	meteor. Niederschlagshöhe /mm/a/ im Sektor i
H	eff. Kaminhöhe /m/ (s.S. 20 und 34)
K_r	Ausbreitungsverhältnis /1/m ² / für Abwasser in Quellentfernung r (Def. Gl. 3.10)
Λ	Washoutkonstante /1/s/ (s.S. 36)
N_{ir}	Nutzungsverhältnis /m ² / für Ingestion im Flächenelement ir (Def. S. 38)
N_F, N_W	Nutzungsverhältnis /m ² / bei Kontamination durch Fallout, Washout (s.S. 37)

P_{ijk}	meteor. Häufigkeit /%/ der Ausbreitung im Windrichtungssektor i ($= 1...12$ mit $12 = N$, $3 = O$), mit der Ausbreitungskategorie j ($= A, B$ instabil (starke Diffussion), $= C, D$ neutral, $= E, F$ stabil (schwache Diffusion)) und der Windgeschwindigkeit k (s.S. 33)
P_{ir}	relative Personendichte im Flächenelement ir ($=$ Verhältnis der Personendichte im Flächenelement ir zu der im betrachteten Umkreis) (Def. Gl. 3.24)
Q_n	Emissionsquellstärke $/Ci/a/$ für das Nuklid n
Q_{real}	gemessene Quellstärke $/Ci/a/$ S. Tab. 4.15)
Q_{zul}	höchstzulässig genehmigte Quellstärke $/Ci/a/$
σ	Ausbreitungsparameter $/m/$ mit $\sigma(r) = ar^b$ (Erläuterung S. 20 und 5.2)
T_{12}, T_{51}	Transferfaktor $/Ci\ d/Ci\ kg/$ für den Übergang von Medium 1 (Pflanze) nach 2 (Folgeprodukt), 5 (Boden) nach 1 (Pflanze) (s.S. 23 und 37)
u	Windgeschwindigkeit $/m/s/$ (s.S. 19 und 32 f)
v_F	Falloutgeschwindigkeit $/m/s/$ (s.S. 35)
V	Verdünnungswasservolumen $/m^3/$ (s.S. 21 und 36)
V_{vr}	Verdünnungsgrad in Quellentfernung r (s.S. 36)
w_1	Anteil /%/ der Dosis des Organs 1 an der Ganzkörperdosis des neuen ICRP-Konzepts /16/ (s.S. 24)

W_{ir}	Washoutverhältnis $/l/m^2/$ im Flächenelement ir (Def. Gl. 3.9)
χ_{ir}	Ausbreitungsverhältnis $/s/m^3/$ im Flächenelement ir (Def. Gl. 3.7)
χ_{irmax}	Langzeitausbreitungsfaktor $/s/m^3/$ (= Maximum des Ausbreitungsverhältnisses) (s.S. 21)
x_g	Ausbreitung in Primär- und Sekundärmedien (Def. S. 41 als Produkt aus Ausbreitung und Ingestionsnutzung (vgl. auch S. 17))
z_1	Zeitfaktor für die Dauer bis zum Nahrungsmittelverzehr (s.S. 23 und 37)
z_5	Zeitfaktor für die Anreicherungsdauer im Boden (s.S. 23 und 37)
z_7	Zeitfaktor für die Dauer der Kontamination (s.S. 23 und 37)

10. Literatur

- /1/ Verordnung über den Schutz vor Schäden durch ionisierende Strahlen (Strahlenschutzverordnung - StrlSchV) vom 13. Oktober 1976, Bundesgesetzblatt, Teil 1, Nr. 125, 2905 - 2995, Bonn, 20. Oktober 1976
- /1a/ Gesetz zum Schutz vor schädlichen Umwelteinwirkungen durch Luftverunreinigungen, Geräusche, Erschütterungen und ähnliche Vorgänge (Bundes-Immissionsschutzgesetz - BImSchG) vom 15. März 1974, Bundesgesetzblatt, Teil 1, S. 721, 1193
- /2/ Der Bundesminister des Innern
- Allgemeine Berechnungsgrundlagen für die Bestimmung der Strahlenexposition durch Emission radioaktiver Stoffe mit der Abluft
- Empfehlung der Strahlenschutzkommission, 1977
- /3/ Der Bundesminister des Innern
- Allgemeine Berechnungsgrundlagen für die Bestimmung der Strahlenexposition durch radioaktive Einleitungen in Oberflächengewässer, I. Fließgewässer
- Empfehlung der Strahlenschutzkommission, 1977
- /4/ K.J. Vogt
- Umweltkontamination und Strahlenbelastung durch radioaktive Abluft aus kerntechnischen Anlagen
- Jül - 637 - ST, Januar 1970
- /5/ H.D. Brenk
- Ein anwendungsbezogenes Konzept zur Berechnung der Umweltbelastung durch Abluftemissionen kerntechnischer Anlagen für Standorte in der Bundesrepublik Deutschland
- Jül - 1485, Februar 1978
- /6/ K. Brüssermann
- Ein Beitrag zur Bestimmung der radioökologischen Auswirkungen durch Routineeinleitungen aus kerntechnischen Anlagen in Fließgewässer
- Jül - Spez - 9, April 1978

- /7/ Technischer Überwachungs-Verein Bayern e.V.
- Gutachten über die Sicherheit des 1200 MWe-Kernkraftwerkes Biblis, Block A, für das atomrechtliche Genehmigungsverfahren,
Betriebsgutachten, Band I und II
- München, März 1974
- /8/ O. Huber et al.
- Strahlenexposition im Jahre 1974 durch kerntechnische Anlagen in der Bundesrepublik Deutschland
- STH-Bericht 5/76
- Strahlenexposition im Jahre 1975 durch kerntechnische Anlagen in der Bundesrepublik Deutschland
- STH-Bericht 8/77
- Strahlenexposition im Jahre 1976 durch kerntechnische Anlagen in der Bundesrepublik Deutschland
- STH-Bericht 5/79
- /9/ Der Hessische Minister für Wirtschaft und Technik
- Modellstudie Radioökologie Biblis, 1. bis 6. Kolloquium, Niederschriften der Tonbandaufzeichnungen, 1976 bis 1978
- /10/ H. Bonka et al.
- Zukünftige radioaktive Umweltbelastung in der Bundesrepublik Deutschland durch Radionuklide aus kerntechnischen Anlagen im Normalbetrieb
1. Bericht
- Jül - 1220, Juli 1975
- /11/ G. Schwarz
- Umweltprobleme im Zusammenhang mit der Entwicklung der Nukleartechnologie in der Bundesrepublik Deutschland
- Eine Diskussion am Beispiel radioaktiver Ableitungen mit der Abluft
- Dissertation RWTH Aachen, Dezember 1976

- /12/ Gesellschaft für Reaktorsicherheit mbH
Gutachten über die Strahlenbelastung in der Umgebung
kerntechnischer Anlagen in der oberrheinischen Tief-
ebene durch die Ableitung radioaktiver Stoffe in die
Luft unter besonderer Berücksichtigung von Überlagerungen
der Strahlendosis bei einer Konzentrierung mehrerer
Anlagen auf engem Raum
GRS - A - 8, März 1977
- /13/ International Commission on Radiological Protection
Radiosensitivity and Spatial Distribution of Dose
ICRP Publication 14
Pergamon Press, Oxford, 1969
- /14/ H.D. Brenk, K.J. Vogt
Meteorologische Standortklassen in der Bundesrepublik
Deutschland als Grundlage von Umweltprognosen für
kerntechnische Anlagen
Jül - 1142 - ST, Dezember 1974
- /15/ K.R. Trott
Gesundheitliche Gefährdung beruflich strahlenexponierter
Personen
atw 23, 513, 1978
- /15 a/ W. Jacobi
Beziehungen zwischen der Strahlendosis und dem somatischen
Strahlenrisiko
atw 19, 278, 1974
- /16/ Recommendations of the International Commission
on Radiological Protection
ICRP Publication 26
Pergamon Press, Oxford, 1977

- /17/ International Commission on Radiological Protection
Report of the Task Group on Reference Man
A report prepared by a Task Group of ICRP Committee 2
ICRP Publication 23
Pergamon Press, Oxford, 1975
- /18/ International Commission on Radiological Protection
The Metabolism of Compounds of Plutonium and other Actinides
A report prepared by a Task Group of ICRP Committee 2
ICRP Publication 19
Pergamon Press, Oxford, 1972
- /19/ International Commission on Radiological Protection
Limits for Intakes of Radionuclides by Workers
A report of Committee 2 of the ICRP
ICRP Publication 30, Part 1
Pergamon Press, Oxford 1978
- /20/ Technischer Überwachungs-Verein Rheinland e.V.
Bonnenberg + Drescher Ingenieurgesellschaft mbH
Accuracy in Dose Calculations for Radionuclides Released to the Environment
Workshop, Aachen, September 1979
- /21/ Kraftwerk Union AG
Sicherheitsbericht des 1303 - MWe - Kernkraftwerkes mit Druckwasserreaktor für den Standort Biblis, Block C, Stand März 1975, mit Änderungen vom April 1975, Juni 1975, August 1975, März 1976, Juni 1976, September 1976 und Oktober 1976
- /22/ I. Winkelmann, R. Haubelt
Messung der Nuklidzusammensetzung radioaktiver Edelgase in der Fortluft des Kernkraftwerkes Biblis Block A
STH - Bericht 2/77

- /23/ D. Werdecker
Systembeschreibung der nuklidspezifischen Meßanlage für
die Überwachung der Edelgas-Belastungsausstoßrate
für die Kaminfortluft des Kernkraftwerkes Biblis A
KWU-Arbeitsbericht Nr. 6/76
- /24/ Deutscher Wetterdienst
Wetterstatistiken nach den Sicherheitsberichten der
Anlagen; vgl. auch
B.D. Gutschmidt
Die Bevölkerungsverteilung an Standorten kerntech-
nischer Anlagen in der BRD
IRS - W - 17, 1975
- /25/ Commission of the European Communities
the Radiological Burden of Man from Natural
Radioactivity in the Countries of the European
Communities
CEC-Doc. V/2408/80, Luxemburg, 1980, vgl. auch

United Nations Scientific Committee on the
Effects of Atomic Radiation
Sources and effects of ionizing radiation
UNSCEAR 1977 REPORT
- /26/ Statistisches Bundesamt
Statistisches Jahrbuch 1976 für die Bundesrepublik
Deutschland
Verlag W. Kohlhammer GmbH, Stuttgart, 1976
- /27/ A. Bayer
Die radiologische Belastung der Bevölkerung der
Rhein-Maas-Region
Elemente für eine Abschätzung bis zum Jahre 2000
Kommission der Europäischen Gemeinschaften, Juni 1978

/28/

E. Voelz et al.

Verbesserung der Berechnungsmethode für die atmosphärische Ausbreitung von radioaktiven Stoffen

Kerntechnik 34, 209, 1979

